



**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE ÁGUA DOCE E
PESCA INTERIOR – BADPI**

**PEIXE-BOI DA AMAZÔNIA (*Trichechus inunguis* NATTERER
1883): MORTALIDADE E USO DO HABITAT NA RESERVA DE
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL PIAGAÇU-PURUS,
AMAZONAS, BRASIL.**

Manaus, Amazonas

2015

DIOGO ALEXANDRE DE SOUZA

PEIXE-BOI DA AMAZÔNIA (*Trichechus inunguis* NATTERER 1883): MORTALIDADE E USO DO HABITAT NA RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL PIAGAÇU-PURUS, AMAZONAS, BRASIL.

ORIENTADORA: DRA. VERA MARIA FERREIRA DA SILVA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação do INPA, como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Ciências Biológicas, área de concentração em Biologia de Água Doce e Pesca Interior.

Manaus, Amazonas

2015

Fontes financiadoras: CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) e Programa Petrobras Sócioambiental

Apoio: Associação Amigos do Peixe-boi (AMPA) e Instituto Piagaçu (IPI)

Ficha Catalográfica

S719 Souza, Diogo Alexandre de
Peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis* NATTERER
1883): Mortalidade e Uso do Habitat na Reserva de
Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, Amazonas,
Brasil. / Diogo Alexandre de Souza. --- Manaus: [s.n.], 2015.
133 f.: il.

Dissertação (Mestrado) --- INPA, Manaus, 2015.

Orientadora: Vera Maria Ferreira da Silva

Área de concentração: Biologia de Água Doce e Pesca Interior.

1. Peixe-boi. 2. Etnobiologia. 3. Sirênios. I. Título.

CDD 599.55

Sinopse: Verificou-se a mortalidade de *Trichechus inunguis* nos últimos 25 anos na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, Amazonas, Brasil, e a influência de variáveis ambientais na estimativa de ocupação e probabilidade de detecção da espécie em lagos de várzea e de ria na região.

Palavras-chave: peixe-boi da Amazônia, área protegida, Sirenia, etnobiologia, ocupação.

*“Se não puder voar, corra.
Se não puder correr, ande.
Se não puder andar, rasteje,
mas continue em frente de qualquer jeito”.*

(Martin Luther King)

Agradecimentos

Agradeço aos comunitários da RDS Piagaçu-Purus pelo acolhimento, confiança e companheirismo, em especial aos sábios conhecedores de peixe-boi, pessoas imprescindíveis durante todas as etapas do trabalho. Um agradecimento particular ao Mário e Zé Chico (Caua), Tiarle e Tom (Itapuru) e o Roque (Uixi), pela dedicação, ensinamentos e “conquista dos dados” durante os longos dias à procura do sagaz peixe-boi. Muito obrigado por tornarem o trabalho ainda mais alegre e prazeroso.

À minha orientadora Dra. Vera Maria Ferreira da Silva, meu agradecimento especial, pelos anos de confiança, pelos grandes ensinamentos e pela amizade.

Ao INPA, ao curso BADPI e ao CNPq, pela possibilidade de realizar o projeto e pela concessão da bolsa.

À Associação Amigos do Peixe-boi (AMPA) pelo apoio financeiro ao projeto, patrocinado pela Petrobras, Programa Petrobras SocioAmbiental. Ao Jone, pela enorme parceria e amizade, e à Liliane, pela imensurável ajuda ao longo desses anos.

Ao Instituto Piagaçu, em especial aqueles que contribuíram diretamente com soluções e sugestões para o trabalho, Duka, Bóris, Ximbinha, Sannie, Marina e Gaby.

A todos os amigos do LMA – Laboratório de Mamíferos Aquáticos do INPA, pela convivência, apoio e boas conversas, em especial à Estefani, Natsumi e Stella pela valiosa contribuição na tradução e correção dos Abstracts.

Aos amigos da turma de mestrado, todos de alguma forma fizeram parte dessa etapa, compartilhando sugestões, críticas, dúvidas, sonhos e alegrias.

Aos revisores das diferentes etapas do trabalho (Dra. Cláudia de Deus, Dr. Eduardo Venticinque, Dra. Fernanda Michalski, Dr. Fernando Rosas, Dr. Glenn Shepard, Dr. Jansen Zuanon, Dr. Rodrigo Amaral e Dr. André Antunes), muito obrigado pelas importantes contribuições.

Aos amigos Manauaras e Caiçaras, sempre enviando energias positivas, ao André Gonçalves pela fundamental ajuda nos mapas e análises do Capítulo 2.

À Bianca, pela cumplicidade, carinho e apoio durante todos os momentos dessa etapa de vida. E por fim, à família Souza, meus pais Djalma e Sonia, e queridos irmãos Cristiane (Mana), Evandro (Dedé) e Saulo (Sassá), por todo o carinho e inspiração. José Theodoro, Phorphiria e Josefina, gratidão eterna por todo o amor recebido.

A Deus, pela vida e oportunidade de fazer o bem.

Resumo

O peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*) é endêmico da bacia Amazônica e o único sirênio exclusivamente de água doce. Devido à dificuldade na coleta de dados sistemáticos na natureza, o conhecimento local das populações ribeirinhas tem sido a principal fonte de informação populacional e ecológica dessa espécie vulnerável à extinção. A fim de subsidiar estratégias de conservação da espécie em longo prazo, o objetivo deste estudo foi avaliar o estado atual da população de *T. inunguis* na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP), Amazonas. Este estudo foi organizado em dois capítulos, com metodologias e abordagens distintas. No primeiro capítulo, por meio de entrevistas semi-estruturadas com 39 informantes (caçadores de peixe-boi e moradores que tiveram contato com a espécie), verificou-se a mortalidade do peixe-boi nos últimos 25 anos na RDS-PP e a percepção dos comunitários sobre a conservação da espécie na região. Informações relevantes sobre o número mínimo de peixes-bois mortos por captura direta ou acidental, os métodos de caça e sua relação com o pulso de inundação, foram fornecidas pelos entrevistados. No geral, os resultados indicam mudanças positivas quanto à atitude de conservação do peixe-boi na região, principalmente após a criação da reserva. No segundo capítulo, investigou-se a influência de variáveis ambientais na estimativa de ocupação e probabilidade de detecção do peixe-boi em 16 lagos de várzea e um lago de ria da reserva, além de avaliar a eficácia de dois métodos de amostragem (busca ativa e transectos) para estimar a ocupação da espécie. A coleta de dados consistiu em visitas a 33 pontos de amostragem, entre agosto e novembro/2014, correspondente à época de vazante/seca do rio Purus. Em 265 horas de esforço de observação, foram registradas 91 evidências de peixe-boi. Como esperado, nem sempre a espécie foi detectada quando presente. O uso combinado de métodos de amostragem para detecção do peixe-boi forneceu estimativas de ocupação mais precisas. Os resultados apontam que os impactos gerados pelos moradores das comunidades estudadas, como a pesca e o trânsito de embarcações, parecem não interferir negativamente na ocupação do peixe-boi, pois as maiores probabilidades de ocupação da espécie ocorreram em pontos mais próximos das comunidades humanas. Estes resultados buscam contribuir com futuros projetos de monitoramento e conservação da espécie na RDS-PP e na Amazônia Brasileira.

Palavras chave: Sirenia, unidade de conservação, etnobiologia, detecção, ocupação.

Abstract

The Amazonian manatee (*Trichechus inunguis*) is endemic to the Amazon basin and the only exclusively freshwater sirenian. Because is difficult to collect systematic data in the wild, the local knowledge of riverine communities has been the main source of populational and ecological information for this endangered species. In order to support long term conservation strategies for the species, the goal of this study was to assess the current status of the population on *T. inunguis* mortality in the Piagaçu-Purus Sustainable Development Reserve (PP-SDR), Amazonas state, Brazil. This study was organized in two chapters, with different approaches and methodologies. In the first chapter, the manatee mortality in the last 25 years in PP-SDR was estimated using interviews with 39 informants (manatee hunters or local residents who had contact with the species), and the perceptions of local community members on the conservation of the species in the region were recorded. Relevant information about the minimum number of manatees killed by direct or indirect capture, methods of hunting and its relationship with the flood pulse were provided by respondents. Overall, the results indicate positive changes in the manatee conservation attitude in the region, mainly after creation of the reserve. In the second chapter, the occupancy and probability of detection of Amazonian manatee was investigated in 16 floodplain and aria lakes of the PP-SDR and the effectiveness of two sampling methods for estimating occupation of the species was evaluated. Data collection consisted of visits to 33 sampling points between August and November 2014, which corresponds to the Purus River low water season. Within 265 hours of observation effort, 91 manatee evidences were recorded. As expected, the species was not always detected when present. The combined use of direct and indirect methods to detecting the Amazonian manatee provided more precise occupation estimates. The results show that generated impacts by residents of the studied communities, such as commercial fishing and transit of vessels, are not interfering in manatee occupation because the highest probabilities of occupation of the species were closer to human communities. These findings seek to contribute to future conservation projects and monitoring of the species in the Piagaçu Purus SDR and in the Brazilian Amazon.

Key words: Sirenia, protected area, ethnobiology, detection, occupation.

SUMÁRIO

Agradecimentos.....	iv
Resumo.....	v
Abstract.....	vi
Lista de Tabelas.....	ix
Lista de Figuras.....	xi
Introdução Geral.....	14
Objetivos.....	19
Objetivo geral.....	19
Objetivos específicos.....	19
Área de Estudo.....	19
Referências Bibliográficas.....	23
Capítulo 1: Mortalidade do peixe-boi da Amazônia (<i>Trichechus inunguis</i>) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, Amazonas: Uma avaliação etnobiológica.....	31
Resumo.....	32
Abstract.....	34
Introdução.....	36
Material e Métodos.....	38
Coleta de Dados.....	39
Análise dos Dados.....	40
Resultados.....	41
Discussão.....	62
Referências Bibliográficas.....	75

Capítulo 2: Discreto, porém detectável: Ocupação do peixe-boi da Amazônia (<i>Trichechus inunguis</i>) em lagos de várzea e lago de ria na RDS Piagaçu-Purus, Amazonas, Brasil.....	89
Resumo.....	90
Abstract.....	91
Introdução.....	92
Material e Métodos.....	94
Coleta de Dados.....	95
Análise dos Dados.....	100
Resultados.....	102
Discussão.....	110
Referências Bibliográficas.....	119
Considerações Finais.....	129
Anexos.....	130

Lista de Tabelas

Capítulo 1

Tabela 1. Número total de entrevistados em cada comunidade da área de estudo.....41

Tabela 2. Número de peixes-bois mortos por ação humana ou causa indeterminada (carcaças) por classe etária. Classes etárias baseadas no estudo de Amaral *et al.* (dados não publicados): Filhote: <160cm; Subadulto:161-200cm e Adulto: >201cm.....44

Tabela 3. Distribuição espacial dos eventos de mortalidade de peixe-boi por *causas mortis*.....45

Tabela 4. Características dos locais de caça para cada grupo de comunidade da área de estudo.....48

Tabela 5. Apetrechos e técnicas de captura direta do peixe-boi de acordo com os tipos de habitat.....55

Capítulo 2

Tabela 1. Variáveis de habitat utilizada na modelagem das probabilidades de detecção (*p*) do peixe-boi.....99

Tabela 1.1. Categorias e composição das espécies de macrófitas aquáticas encontradas em cada local de amostragem.....99

Tabela 1.2. Descrição da escala Beaufort, acompanhando o estado do rio sob o efeito do vento.....99

Tabela 2. Tempo de esforço total de observação (horas) para cada método de amostragem e habitat na RDS Piagaçu-Purus.....	103
Tabela 3. Espécies de plantas herbáceas aquáticas consumidas pelo peixe-boi no habitat de várzea. Hábito das plantas, segundo Guterrez <i>et al.</i> (2008): FF= Flutuante fixa; E= Emergente; A=Anfíbia.....	104
Tabela 4. Ranking da primeira etapa da análise para seleção do melhor modelo ($\Delta AIC \leq 2$) de probabilidade de detecção (p) do peixe-boi na RDS Piagaçu-Purus, mantendo a ocupação (ψ) constante*.....	106
Tabela 5. Seleção dos modelos de ocupação do peixe-boi (segunda etapa), a partir da interação entre as variáveis de ocupação (ψ) e a variável de detecção com melhor ajuste (<i>CobMac</i>). Apenas os modelos de melhor ajuste ($\Delta AIC \leq 2$) foram considerados para fazer inferência sobre os dados*.....	107
Tabela 6. A estimativa <i>model averaging</i> dos coeficientes beta (β) em escala logit e os intervalos de confiança das variáveis, considerando o cálculo entre os modelos. <i>Sum weight</i> (ω) = Somatório do peso (ωAIC) da variável entre os modelos de melhor ajuste ($\Delta AIC \leq 2$) para a ocupação (ψ) do peixe-boi**.....	109

Lista de Figuras

Figura 1. Localização geográfica da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, com os principais municípios e rios do seu entorno – Adaptado de IPI (2010).....20

Figura 2. Localização dos sete setores da RDS Piagaçu-Purus, com destaque para a área de estudo (linha preta) – Setores Ayapuá, Caua-Cuiuanã e Itapuru – Adaptado de IPI (2010).....22

Capítulo 1

Figura 1. Setores da RDS Piagaçu-Purus, com as seis comunidades da área de estudo: Evaristo, Pinheiros e Uixi (círculos vermelhos), Caua e Cuiuanã (círculos roxos) e Itapuru (círculo verde).....39

Figura 2. Frequência e tipo de contato dos entrevistados com o peixe-boi da Amazônia.....42

Figura 3. Causas da mortalidade (n=209) do peixe-boi na área de estudo (1990-2014).....43

Figura 4. Número de eventos de mortalidade de peixes-bois registrado nos três setores da área de estudo.....45

Figura 5. Distribuição espacial dos eventos de captura acidental e encontro de carcaças de peixe-boi na parte norte da RDS Piagaçu-Purus.....46

Figura 6. Localidade dos eventos de mortalidade de peixes-bois por captura acidental na área de estudo.....46

Figura 7. Frequência de citações dos eventos de caça de peixe-boi na área de estudo.....47

Figura 8. Relação entre a distância da comunidade e os eventos de caça de peixe-boi reportados pelos informantes na RDS Piagaçu-Purus.....	50
Figura 9. Número de eventos e a distância dos locais de caça para as comunidades estudadas.....	49
Figura 10. Distribuição temporal da mortalidade de peixes-bois na área de estudo. As informações foram categorizadas em cinco períodos de tempo (1990-1994; 1995-1999; 2000-2004; 2005-2009 e 2010-2014).....	50
Figura 11. Distribuição sazonal da mortalidade do peixe-boi por <i>causas mortis</i> . A área cinza representa o pulso de inundação do rio Purus - variação da cota do rio.....	51
Figura 12. Apetrechos de pesca atribuídos à captura acidental do peixe-boi, entre 1990 e 2014.....	52
Figura 13. Apetrechos envolvidos na captura acidental do peixe-boi: a) tramalha; b) malhadeira; c) rede de arrastão e d) arrastão em uso.....	53
Figura 14. Número de peixes-bois abatidos por caçadores (n=23) na área de estudo.....	54
Figura 15. a) O apetrecho arpão; b) Canoa de casco, específica para a caça do peixe-boi.....	56
Figura 16. Distribuição sazonal das capturas diretas de peixes-bois associada aos habitats de várzea, lago de ria e canal do rio Purus. A área cinza representa a variação sazonal do nível da água.....	60
Figura 17. Origem dos atuais caçadores de peixe-bois na Reserva, segundo os moradores entrevistados (n=39).....	64

Capítulo 2

- Figura 1. Mapa da área de estudo, com a localização dos pontos de amostragem na várzea (canto superior direito) e lago de ria (canto inferior esquerdo), e comunidades próximas da área de amostragem - setor norte da RDS Piagaçu-Purus.....95
- Figura 2. Método de busca ativa para registro de evidência direta do peixe-boi.....97
- Figura 3. Método de transecto na margem para registro de evidências indiretas como “*comedia*” do peixe-boi.....97
- Figura 4. Variação média mensal da profundidade e transparência da coluna d’água nos pontos de amostragem da RDS Piagaçu-Purus.....103
- Figura 5. Vestígios de alimentação do peixe-boi. a) Capim membeca com a folha comida e b) Semente da piprioca.....105
- Figura 6. Probabilidade de detecção do peixe-boi em função da cobertura de macrófitas (%), baseado no *model averaging*. Dados obtidos na combinação de métodos (busca ativa e transecto). As linhas tracejadas indicam os intervalos de confiança de 95%.....106
- Figura 7. Estimativa de ocupação do peixe-boi em função da distância das comunidades (km), baseado no *model averaging*. Dados obtidos na combinação de métodos (busca ativa e transecto). As linhas tracejadas indicam os intervalos de confiança de 95%.....108
- Figura 8. Probabilidade de ocupação do peixe-boi na várzea e em lago de ria na RDS Piagaçu-Purus, pelo modelo (ψ [*Habitat*], p [.]). Dados obtidos utilizando três diferentes simulações de métodos. Indireto: método de transecto para evidências indiretas; Direto: método de busca ativa para evidência direta; Combinado: ambos os métodos, conforme utilizado nas análises presentes nas tabelas 4, 5 e 6. As barras verticais correspondem ao erro padrão das estimativas.....110

Introdução Geral

A distribuição e o uso do habitat dos organismos são resultantes das suas interações com o meio ambiente, influenciados principalmente pela disponibilidade de recursos necessários para a sobrevivência de cada espécie (Alcock 2001; Ricklefs 2003; Forcada 2009). Entretanto, as condições ambientais favoráveis são heterogêneas, refletindo diretamente nos padrões de distribuição espacial dos indivíduos de uma população. Além disso, esses padrões podem apresentar variações sazonais e temporais, como dispersão e migração, ou devido a variações ambientais ocasionadas por atividades antropogênicas (Krebs 1989; Gaston 1996; Acevedo-Gutiérrez 2009).

Entre os sirênios, únicos mamíferos aquáticos estritamente herbívoros (Bertram e Bertram 1973), diversos estudos foram realizados para conhecer a importância de fatores ambientais no uso do habitat e dinâmica populacional das espécies, principalmente do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus latirostris*) e do dugongo (*Dugong dugon*). Tais estudos foram conduzidos pela facilidade de visualização dos animais devido à transparência da água e comportamento conspícuo das espécies (Arraut *et al.* 2012), e utilização de métodos bem estabelecidos, como rastreamento por satélite (Sheppard *et al.* 2006) e censo aéreo (Morales-Vela *et al.* 2000).

Essas espécies apresentam requisitos específicos de habitats, e a ocorrência e densidade máxima ao longo de cada área tem sido determinada por diversos fatores, tais como disponibilidade de alimento (Lefebvre *et al.* 2001), intensidade do vento (Axis-Arroyo *et al.* 1998), profundidade, temperatura e transparência da água (Morales-Vela *et al.* 2000), correnteza (Barton 2006), fonte de água doce (Olivera-Gomez e Mellink 2005) e presença de atividades humanas (Ackerman *et al.* 1995; Milksis-Olds e Wagner 2011). Contudo, as variáveis ambientais influenciam não apenas o uso do habitat pela espécie, mas também a detecção dos animais durante processos de amostragem, sendo um fator importante a considerar em estudos com espécies raras ou crípticas (Mackenzie *et al.* 2002). Assim, o fato de não encontrar um indivíduo em um determinado local não implica necessariamente que ele esteja ausente (Mackenzie *et al.* 2002; Luiselli 2006).

No caso dos sirênios, grande parte dos estudos que avaliam o uso do habitat e tamanho populacional das espécies tem utilizado dados de presença/ausência, sem indicar o viés da detecção imperfeita nos diferentes ambientes amostrados (Edwards *et al.* 2007; D'Souza *et al.* 2013). Como a detectabilidade não é constante no tempo ou

espaço (Vogta 2005), se ignorada, pode mascarar os processos biológicos e levar a decisões equivocadas de gestão (Yoccoz *et al.* 2001; Tyre *et al.* 2003).

Para o peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*), a única espécie de sirênio exclusivamente de água doce (Best 1984), métodos efetivos para coleta e análise de dados obtidos sistematicamente na natureza ainda não foram estabelecidos, e as informações sobre o uso de habitat da espécie continuam limitadas a poucas regiões da Amazônia (Timm *et al.* 1986; Reeves *et al.* 1996; Arraut *et al.* 2010; Denkinjer 2010). Isso se deve principalmente ao comportamento críptico de *T. inunguis*, à dimensão e complexidade da região amazônica, e à turbidez das águas dos rios, que dificultam a observação direta da espécie na natureza (Timm *et al.* 1986; Marsh e Lefebvre 1994; Rosas 1994). Neste contexto, a maior parte das informações sobre a biologia, ecologia, fisiologia e comportamento da espécie têm sido obtidas em estudos sob condições de cativeiro (Gallivan e Best 1980; Best 1982; Amaral *et al.* 2013).

O peixe-boi da Amazônia é o menor representante da Ordem Sirenia, alcançando até 275 cm de comprimento total e 420 kg de peso (Amaral *et al.* 2010). Alimenta-se de plantas aquáticas e semi-aquáticas, consumindo 8% de seu peso vivo por dia (Best 1981). Possui importante papel ecológico no controle da biomassa de herbáceas aquáticas, atuando como fertilizador natural dos rios (da Silva 2004). A espécie é endêmica da bacia amazônica (Best 1984), com distribuição por todos os principais afluentes da região, desde as cabeceiras dos rios no Peru (Reeves *et al.* 1996), Equador (Timm *et al.* 1986) e Colômbia (Domning 1981), até a foz do rio Amazonas no Brasil (Best e Teixeira 1982). A distribuição do peixe-boi está restrita, aparentemente, pela presença de águas rápidas e turbulentas (corredeiras e cachoeiras), e indisponibilidade de vegetação aquática (Best 1984). Embora não apresente predadores naturais, fatores extrínsecos como o risco de predação pelo homem podem influenciar a distribuição e uso do habitat pela espécie (Rosas 1994; Arraut 2008).

Na Amazônia brasileira, um estudo com 10 peixes-bois machos monitorados por radiotelemetria revelaram rotas migratórias de aproximadamente 50 km entre as Reservas de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá e Amanã, na Amazônia Central, constituindo o único conjunto de dados sobre os movimentos da espécie em estado selvagem (Arraut *et al.* 2010). Segundo esses autores, o espaço aquático e a cobertura de macrófitas são fatores ambientais importantes para o uso de habitat e migração do peixe-boi. De modo geral, a espécie permanece durante a cheia nas áreas de várzea, ricas em macrófitas, e na seca se desloca para lagos de terra firme ou canais dos rios

principais. Entretanto, estudos sobre a ecologia alimentar de *T. inunguis* na mesma região revelaram que a oferta de alimento não representa um fator crucial para a migração da espécie, já que o peixe-boi se alimenta de grande diversidade de espécies de plantas em ambientes de várzea e lago de terra firme ao longo de todo o ano (Guterrez-Pazin *et al.* 2014). No entanto, a avaliação destes fatores e sua relevância para a vida dos organismos são altamente dependentes da escala espacial do estudo (Johnson 1980; Begon *et al.* 2006), sendo necessárias mais informações para entender os demais fatores que influenciam o uso do habitat do peixe-boi em escalas espaciais menores.

Atualmente o peixe-boi encontra-se classificado como “Vulnerável” segundo a Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMbio 2014) e no livro vermelho das espécies da fauna e flora (IUCN 2008). A principal causa da redução populacional de *T. inunguis* foi a exploração sofrida para obtenção de óleo e carne desde o período pré-colonial, e couro, especialmente, após o início da colonização europeia no Brasil (Ferreira 1903; Pereira 1944; Domning 1982). Entre os anos de 1935 e 1954, estima-se que entre 80.000 e 140.000 peixes-bois foram mortos, sem contar a caça de subsistência em áreas remotas da Amazônia (Best 1984). No baixo rio Purus, afluente do rio Solimões, a espécie foi extremamente abundante, principalmente nos lagos Jari e Piraiuara/Ayapuá, e intensamente caçada e comercializada na região (Pereira 1944; Domning 1982). Pereira (1944) declarou que o lago Ayapuá, conhecido por excelentes pescarias, estava gravemente empobrecido no final da década de 30 e propôs a criação de reservas para a conservação do peixe-boi e do pirarucu (*Arapaima gigas*) naquela região, fato concretizado somente seis décadas depois, com a criação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP).

Embora protegidos pela Lei de Proteção à Fauna nº. 5.197/67, os peixes-bois continuam alvos da caça para subsistência e comércio ilegal (Rosas 1994; Calvimontes 2009; Franzini *et al.* 2013), pelo fato de existir método eficiente de preservação e estocagem da carne, popularmente conhecido como “mixira” (Ayres e Best 1979). Por esta razão, Domning (1982) sugeriu que as populações de peixes-bois foram reduzidas drasticamente em áreas importantes de ocorrência, e que os níveis populacionais da espécie estavam muito abaixo da capacidade de suporte do ambiente.

Apesar da ausência de estudos demográficos para a espécie, estimou-se de maneira empírica uma população mínima de 10.000 peixes-bois para toda a bacia amazônica (Husar 1977). No Equador, Timm *et al.* (1986) realizaram amostragens esporádicas entre 1983-1986 para coleta de informações demográficas do peixe-boi, e

previram a extinção da espécie nos rios Aguarico e Cuyabeno em 10-15 anos. Entretanto, Brice (2014), utilizando o método de sonar de varredura lateral na mesma região, observou 24 indivíduos em 70 horas de amostragem. No Brasil, Best (1983) realizou entrevistas com caçadores e aferiu uma população de aproximadamente 500-1000 peixes-bois no Lago Amanã (rio Japurá, AM) em 1979. Estes números enfatizam o escasso conhecimento sobre o estado populacional da espécie, e, principalmente, a dificuldade de comparação dos dados reportados, devido aos diferentes métodos empregados nas amostragens e à discrepância das informações.

Neste contexto, quando informações biológicas necessárias para avaliar o status da população e uso do habitat dos sirênios são insuficientes, estudos etnobiológicos utilizando entrevistas têm sido a principal ferramenta para registrar o conhecimento das populações locais e nortear as estratégias de conservação dessas espécies (Calvimontes 2009; Ortega-Argueta *et al.* 2012; Mayaka *et al.* 2013). Tal conhecimento resulta de um complexo de práticas e crenças conduzidas através das gerações por transmissão cultural, com base nas relações entre os seres humanos, animais e o meio ambiente (Berkes 1999; Berkes *et al.* 2000). O interesse na etnobiologia tem crescido nos últimos anos, pelo reconhecimento do valor deste conhecimento para a conservação da biodiversidade (Gadgil *et al.* 1993), gestão de áreas protegidas (Johannes 1998) e, uso sustentável dos recursos (Berkes 1999). O conhecimento etnobiológico é considerado de extrema importância em áreas com pouca informação disponível, especialmente para espécies ameaçadas que necessitam de manejo e intervenções urgentes de conservação (Turbay 2002; Rajamani 2013), a exemplo do peixe-boi da Amazônia.

No Brasil, Calvimontes (2009) registrou o uso e a percepção dos comunitários da RDS Amanã (AM) sobre o peixe-boi, e constatou que os entrevistados detêm alto conhecimento sobre a ecologia da espécie, e que a pressão de caça tem diminuído devido ao incremento das atividades de agricultura. Porém, na percepção dos entrevistados sobre o *status* atual de conservação da espécie, a população de peixes-bois tem diminuído nos últimos anos. Recentemente, Franzini *et al.* (2013) caracterizaram a caça e o conhecimento das populações ribeirinhas da bacia do rio Urucu (AM) sobre o peixe-boi. Entre os anos de 2004 e 2007, 42 locais de ocorrência do peixe-boi foram mencionados pelos comunitários na área de estudo, região, reforçando a importância do conhecimento local para direcionar ações futuras de pesquisa com a espécie.

No baixo Purus, considerado historicamente uma das regiões mais importantes para o peixe-boi, 70 anos após as declarações de Pereira (1944), pouco se fez em termos

de estudos de campo, com apenas um estudo preliminar sobre a ocorrência da espécie. Rosas *et al.* (2003) realizaram 16 entrevistas com moradores da área, e ressaltaram a abundância do peixe-boi no passado e sua importância para a economia da região. Neste contexto, estudos mais exaustivos e sistemáticos que aportem conhecimento sobre o status atual de conservação do peixe-boi na região, a percepção local sobre a espécie, e os fatores que influenciam a ocorrência e o uso do habitat por *T. inunguis* tornam-se fundamentais para auxiliar os esforços de conservação da espécie.

Esta dissertação foi dividida em dois capítulos com metodologias distintas, buscando diminuir uma lacuna do conhecimento crucial para a área da RDS Piagaçu-Purus, e demonstrar a utilidade desta abordagem para outras regiões igualmente carentes de informações sobre o peixe-boi. No primeiro capítulo, utilizando entrevistas, verificou-se os padrões de mortalidade do peixe-boi na RDS Piagaçu-Purus nas últimas décadas e a percepção dos comunitários sobre a conservação da espécie na região. No segundo capítulo, investigou-se a influência de variáveis ambientais na estimativa de ocupação e probabilidade de detecção do peixe-boi em lagos de várzea e um lago de ria na Reserva, além de comparar a eficácia de dois métodos de amostragem (busca ativa e transectos) nas estimativas de ocupação da espécie. Ao final, discutem-se as possíveis implicações deste trabalho na elaboração de estratégias efetivas de conservação e manejo do peixe-boi da Amazônia em longo prazo.

Objetivos

Objetivo geral

Avaliar o estado atual da população de peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, Amazonas, por meio de análises de mortalidade e distribuição espacial da espécie.

Objetivos específicos

- Estimar, por meio de entrevistas, a mortalidade do peixe-boi nos últimos 25 anos na área de estudo;
- Verificar se existe associação entre a *causa mortis* do peixe-boi e variáveis populacionais e ambientais como classe etária dos indivíduos, ano, tipo de habitat e o pulso de inundação do rio Purus;
- Descrever o perfil do caçador, as técnicas e os principais locais de caça do peixe-boi na área de estudo;
- Registrar as percepções dos comunitários sobre a conservação do peixe-boi na RDS Piagaçu-Purus;
- Estimar a taxa de ocupação e a probabilidade de detecção do peixe-boi em lagos de várzea e de ria na RDS Piagaçu-Purus;
- Avaliar a influência de variáveis ambientais sobre a ocupação e detecção do peixe-boi;
- Comparar a eficácia de dois métodos de amostragem (busca ativa e transectos) nas estimativas de ocupação de habitats pelo peixe-boi na RDS Piagaçu-Purus.

Área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP), localizada no baixo rio Purus (4°05' e 5°35'S, 61°73' e 63°35'W) entre os interflúvios Purus-Madeira e Purus-Juruá, e distante 223 km de Manaus, capital do estado do Amazonas (Figura 1). O rio Purus apresenta a maior área de planície inundável dentre os afluentes do sistema Solimões-Amazonas (Junk 1984). Caracteriza-se como rio de água branca, rico em nutrientes e sedimentos em suspensão de origem andina (Sioli 1984). É um rio meândrico, resultante da migração de seu canal principal, ocasionando a formação de inúmeros lagos ao longo do seu curso (Deus *et al.* 2003).

A RDS-PP é uma reserva estadual, criada pelo decreto nº 23.723 de 05 de setembro de 2003, abrangendo partes dos municípios amazonenses de Beruri, Anori, Tapauá e Coari. A região é conhecida pela intensa exploração pesqueira, que provê grande parte do pescado que abastece a cidade de Manaus, o mais importante mercado consumidor de peixes da Amazônia (Batista e Petrere 2003). Devido à sua alta diversidade biológica e a importância econômica de seus recursos naturais, a RDS-PP é considerada estratégica para a conservação na Amazônia Central (Deus *et al.* 2003).

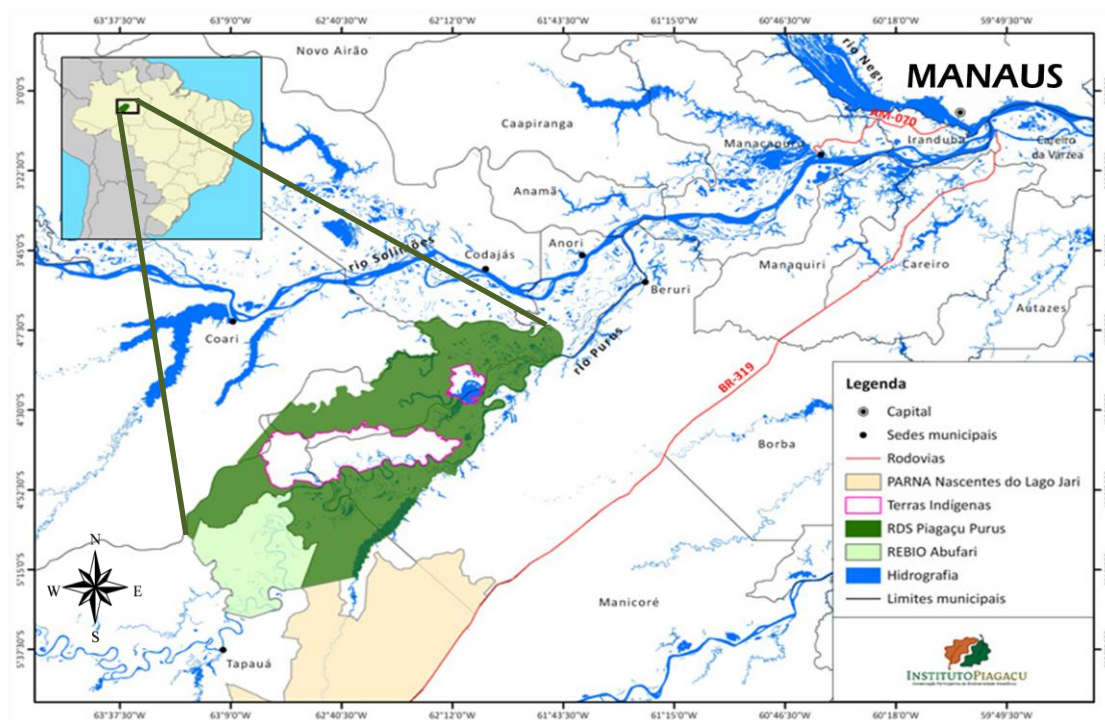


Figura 1. Localização geográfica da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, com os principais municípios e rios do seu entorno – Adaptado de IPI (2010).

A RDS Piagaçu-Purus é composta por ambientes de floresta de terra firme, igapós, lagos de ria e extensos ecossistemas alagados de várzea, com área total de 834.245 hectares (IPI 2010). Os lagos de ria são habitats encontrados na confluência de ambientes de terra firme com as terras baixas amazônicas; têm formato alongado ou dendrítico, com extensas bacias de drenagem e baixa carga de sedimentos em suspensão (rios de água preta ou clara) (Sioli 1984; Esteves 1998). Esses lagos foram formados principalmente por rios de água branca, que transportam grande quantidade de sedimentos, barrando a desembocadura de tributários de água preta ou clara (Rai e Gill 1980; Irion *et al.* 1995). Na RDS-PP, os lagos de ria estão localizados nos rios que drenam a terra firme do interflúvio Purus-Juruá (lagos Ayapuá e Uauaçú) e do interflúvio Purus-Madeira (lago Jari) (Irion *et al.* 1995). Os lagos de várzea ocorrem nas depressões de planície, em locais não colmatados pelo material transportado pelo rio, representando a atual paisagem da parte norte da reserva. Apenas nesta região, existem mais de 600 lagos conectados por canais e paranás que sofrem influência das inundações cíclicas dos rios Purus e Solimões (Irion *et al.* 1995).

A região apresenta média pluviométrica anual em torno de 2.000 mm, com a amplitude de cheia variando anualmente em torno de 10 metros na cidade de Beruri (Deus *et al.* 2003). A variação no nível da água causada pelo pulso de inundação dos rios Purus e Solimões, e a geomorfologia irregular dos lagos e canais determinam os padrões físico-químicos da água, o tamanho das áreas de alagação e a conectividade entre os corpos d'água da região (Junk *et al.* 1989). O pico da inundação ocorre entre os meses de maio e junho, formando extensas florestas de várzea e igapó; entre outubro e novembro as águas atingem os níveis mais baixos, com exposição de extensas praias ao longo das margens dos rios, lagos, paranás e igarapés (Haugaasen e Peres 2006).

No interior da Reserva residem aproximadamente 4.000 habitantes, que praticam economia tradicional de subsistência baseada na caça e pesca atrelada à variação sazonal do rio Purus, e extração de recursos florestais (Marcano *et al.* 2003). A origem dos habitantes atuais da reserva é, na sua maioria, de locais próximos, particularmente o alto rio Purus (IPI 2010). Para fins de ordenamento territorial requerido na gestão de áreas protegidas, a RDS-PP foi dividida em sete setores administrativos (Figura 2), que representam unidades manejáveis com certo grau de homogeneidade ecossistêmica (hidrografia e fitofisionomia) e socioeconômica (demografia e áreas tradicionais de uso dos recursos naturais) (IPI 2010).

Neste estudo, foram escolhidos três setores na parte norte da RDS-PP (Caua-Cuiuanã, Itapuru e Ayapuá) perfazendo uma área total de 214.739 km² (Figura 2). Essa área foi selecionada pelo fato de incluir um lago de ria (Lago Ayapuá) e um complexo de lagos de várzea, que compõem os principais habitats utilizados pelo peixe-boi (Best 1984). Adicionalmente, estes setores adotaram como estratégia de manejo, um sistema de zoneamento para ordenar o uso dos recursos aquáticos da região (Anexo 1). Desde 2008, as regiões foram classificadas em *áreas de preservação*, criados para proteger os recursos naturais da reserva, não sendo permitida qualquer atividade humana além da fiscalização e pesquisa, e *áreas de uso*, onde a pesca para o comércio e subsistência é autorizada objetivando o sustento das famílias no dia-a-dia (IPI 2010). Além disso, essa região foi escolhida pela disponibilidade de infraestrutura em campo e facilidade de relacionamento com as comunidades locais. Desde 2003, o Instituto Piagaçu (IPI), organização responsável pela co-gestão da reserva, tem contato e conhecimento prévio dos ribeirinhos, no desenvolvimento de projetos de apoio à sustentabilidade das comunidades, elemento extremamente favorável para a realização da pesquisa.

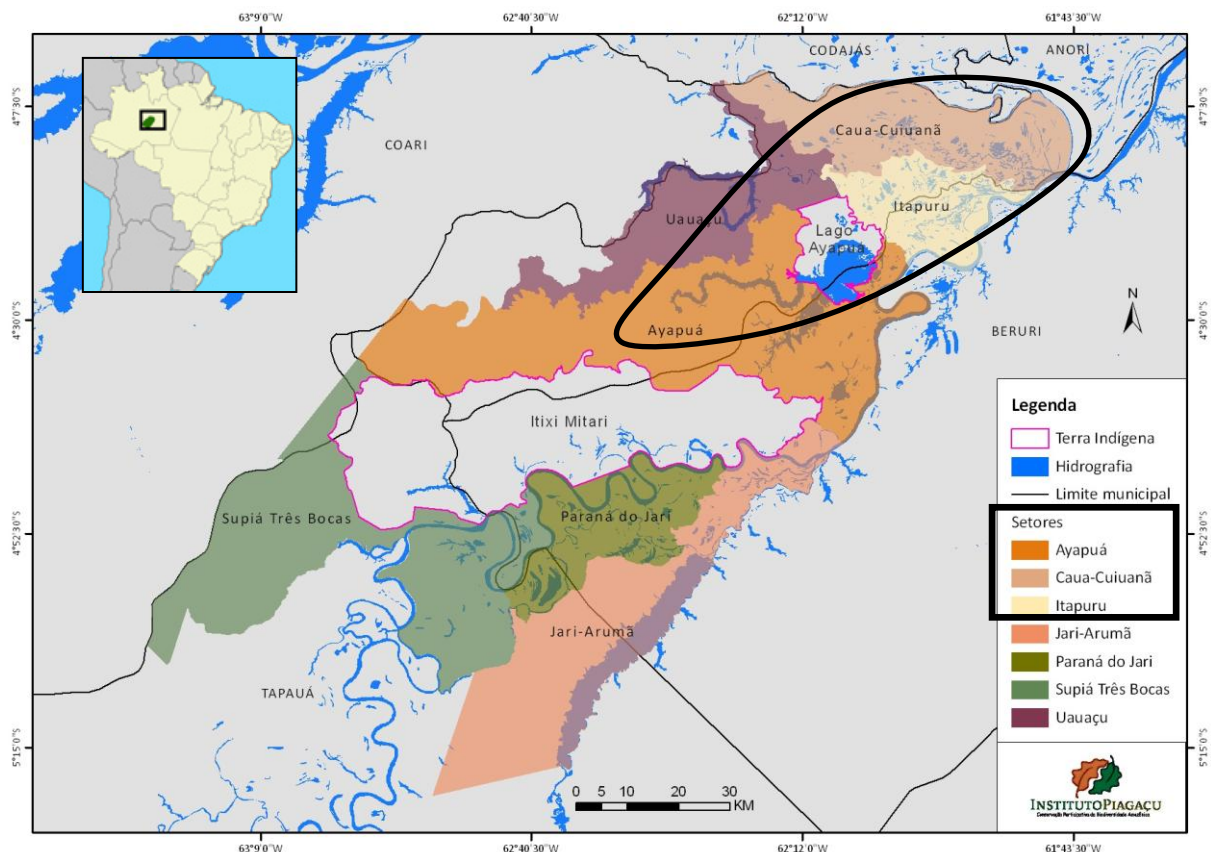


Figura 2. Localização dos sete setores da RDS Piagaçu-Purus, com destaque para a área de estudo (linha preta) – Setores Ayapuá, Caua-Cuiuanã e Itapuru – Adaptado de IPI (2010).

Referências Bibliográficas

Acevedo-Gutiérrez, A. 2009. Habitat Use. In: Perrin, W.F.; Würsig, B.; Thewissen, H.G.M. (Eds.). *The Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, New York, 2nd edition, pp. 524-528.

Ackerman, B.B.; Wright, S.D.; Bonde, R.K.; Odell, D.K.; Banowetz, D. J. 1995. Trends and patterns in mortality of manatees in Florida, 1974-1992. In: O'Shea, T.J.; Ackerman, B.B. & Percival, F. (Eds.). *Population Biology of the Florida Manatee*. v. 1. National Biological Service Information and Report. pp. 223-258.

Alcock, J. 2001. *Animal Behavior: an evolutionary approach*. Sinauer Associates, INC., Massachusetts. 625p.

Amaral, R.S.; da Silva, V.M.F.; Rosas, F.C.W. 2010. Body weight/length relationship and mass estimation using morphometric measurements in Amazonian manatees *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia). *Marine Biodiversity Records*, 105: 1-4.

Amaral, R.S.; Rosas, F.C.W.; da Silva, V.M.F.; Nichi, M.; Oliveira, C.A. 2013. Endocrine monitoring of the ovarian cycle in captive female Amazonian manatees (*Trichechus inunguis*). *Animal Reproduction Science* 142: 84-88.

Arraut, E.M. 2008. *Migração do Peixe-boi Amazônico: uma abordagem por sensoriamento remoto, radiotelemetria e geoprocessamento*. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais/INPE, São José dos Campos, São Paulo, 152p.

Arraut, E.M.; Marmontel, M.; Mantovani, J.E.; Novo, E.M.L.M.; Macdonald, D.W.; Kenward, R.E. 2010. The lesser of two evils: seasonal migrations of Amazonian manatees in the Western Amazon. *Journal of Zoology*, 280: 247-256.

Arraut, E.M.; Ortega-Argueta, A.; Olivera-Gómez, L.D.; Sheppard, J.K. 2012. Delineating and Assessing Habitats for Sirenians. In: Hines, E.M.; Reynolds III, J.E.; Aragonés, L.V.; Mignucci-Giannoni, A.A.; Marmontel, M. (Eds.). *Sirenian Conservation: Issues and Strategies in Developing Countries*. v. 1. University Press of Florida. pp. 157-167.

Axis-Arroyo, J.B.; Morales-Vela, B.; Torruco-Gomez, D.; Vega-Cendejas, M.E. 1998. Variables asociadas con el uso de hábitat del manatí del Caribe (*Trichechus manatus*), en Quintana Roo, México (Mammalia). *Revista de Biología Tropical*, 46(3): 791-803.

Ayres, J.M.; Best, R.C. 1979. Estratégias para a conservação da fauna amazônica. Supl. *Acta Amazônica*, Manaus, v.9, p. 81-101.

Barton, S.L. 2006. *The Influence of Habitat Features on Selection and Use of a Winter Refuge by Manatees (Trichechus manatus latirostris) in Charlotte Harbor, Florida*. Graduate School Theses and Dissertations. pp. 67.

Batista, V.S.; Petrerre Jr., M. 2003. Characterization of the commercial fish production landed at Manaus, Amazonas state, Brazil. *Acta amazonica*, 33(1): 53-66.

Begon, M.; Townsend, C.R.; Harper, J.L. 2006. *Ecology, from individuals to ecosystems*. 4th ed. School of Biological Sciences, The University of Liverpool, Liverpool, UK, 738p.

Berkes, F. 1999. *Sacred Ecology: Traditional Ecological Knowledge and Management Systems*. Taylor & Francis, Philadelphia and London, UK, 232p.

Berkes, F.; Colding, J.; Folke, C. 2000. Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management. *Ecological Applications*, 10(5): 1251-1262.

Bertram, G.C.L; Bertram, C.K.R. 1973. The modern Sirenia: Their distribution and status. *Biological Journal of the Linnean Society*, 5: 297-338.

Best, R.C. 1981. Foods and feeding habits of wild and captive Sirenia. *Mammal Review*, 11: 3–29.

Best, R.C. 1982. Seasonal breeding in the Amazonian Manatee, *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia). *Biotropica*. 14: 76-78.

Best, R.C.; Teixeira, D.M. 1982. Notas sobre a distribuição e “status” aparentes dos peixes-bois (Mammalia: Sirenia) nas costas amapaenses brasileiras. *FBCN*. Rio de Janeiro. p. 41-47.

Best, R.C. 1983. Apparent Dry-Season Fasting in Amazonian Manatees (Mammalia: Sirenia). *Biotropica*, 15: 61-64.

Best, R.C. 1984. The aquatic mammals and reptiles of the Amazon. In: Sioli, H. (Ed.). *The Amazon, Limnology and Landscape*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Hague, The Netherlands. pp. 371-412.

Brice, C.E. 2014. *The Detection of Amazonian Manatees (Trichechus inunguis) using Side-Scan Sonar and the Effect of Oil Activities on Their Habitats in Eastern Ecuador*. MS Thesis. Nova Southeastern University Oceanographic Center. 118p.

Calvimontes, J. 2009. *Etnoconocimiento, Uso y Conservación del Manatí Amazónico Trichechus inunguis en la Reserva de Desarrollo Sostenible Amanã, Brasil*. Tesis, Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Peru. 210p.

da Silva, V.M.F. 2004. O peixe-boi da Amazônia *Trichechus inunguis* (Sirenia:Trichechidae). In: Cintra, R. (Ed.). *História Natural, ecologia e conservação de algumas espécies de plantas e animais da Amazônia*. EDUA/EDELBRA, Manaus, Amazonas. pp. 283-289.

Denkinger, J. 2010. Status of the Amazonian Manatee (*Trichechus Inunguis*) in the Cuyabeno Reserve, Ecuador. *Avances* 2: B29-B34.

Deus, C.P.; Da Silveira, R.; Py-Daniel, L.H.R. 2003. *Piagaçu - Purus: Bases Científicas para a criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável*. Manaus, IDSM, 83p.

Domning, D.P. 1981. Distribution and status of manatee *Trichechus* spp. near mouth of the Amazon river, Brazil. *Biological Conservation*, 19: 85-97.

Domning, D.P. 1982. Commercial exploitation of manatees *Trichechus* in Brazil c. 1785-1973. *Biological Conservation*, 22: 101-126.

D'Souza, E.; Patankar, V.; Arthur, R.; Alcoverro, T.; Kelkar, N. 2013. Long-Term Occupancy Trends in a Data-Poor Dugong Population in the Andaman and Nicobar Archipelago. *PLoS ONE* 8(10): e76181.

Edwards, H.H.; Pollock, K.H.; Ackerman, B.B.; Reynolds, J.E.; Powell, J.A. 2007. Estimation of Detection Probability in Manatee Aerial Surveys at a Winter Aggregation Site. *The Journal of Wildlife Management*, 71: 2052-2060.

Esteves, F.A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2ª Ed. – Rio de Janeiro: Interciência.

Ferreira, A.R. 1903. *Memória sobre o peixe-boi e o uso que lhe dão no estado do Grão Pará*. Arch. Museu Nacional do Rio de Janeiro, 12: 169-174.

Forcada, J. 2009. Distribution. In: Perrin, W.F.; Würsig, B.; Thewissen, H.G.M. (Eds.). *The Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, New York, 2nd edition, pp. 316-321.

Franzini, A.M.; Castelblanco-Martínez, D.N.; Rosas, F.C.W.; da Silva, V.M.F. 2013. What do Local People know about Amazonian manatees? Traditional Ecological Knowledge of *Trichechus inunguis* in the Oil Province of Urucu, AM, Brazil. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 11(1): 75-80.

Gadgil, M.; Berkes, F.; Folke, C. 1993. Indigenous knowledge for biodiversity conservation. *Ambio*, 22: 151-156.

Gallivan, G.J.; Best, R.C. 1980. Metabolism and Respiration of the Amazonian Manatee (*Trichechus inunguis*). *Physiological Zoology* 53: 245-253.

Gaston, K.J. 1996. Species-range-size distributions: patterns, mechanisms and implications. *Trends in Ecology & Evolution*, 11: 197-201.

Guterres-pazin, M.G.; Marmontel, M.; Rosas, F.C.W.; Pazin, V.F.V.; Venticinque, E.M. 2014. Feeding ecology of the Amazonian manatee (*Trichechus inunguis*) in the Mamirauá and Amanã Sustainable Development Reserves, Brazil. *Aquatic mammals*, 40: 139-149.

Haugaasen, T.; Peres, C.A. 2006. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purus region of Central Amazonia, Brazil. *Acta Amazonica*, 36(1): 25-36.

Husar, S.L. *Trichechus inunguis*. *Mammalian Species*. 72: 1-4.

ICMBio, 2014. *Lista Nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção*. Portaria ICMBio n.444, de 17 de dezembro de 2014.

Instituto Piagaçu (org.). 2010. *Plano de Gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus*. Centro Estadual de Unidades de Conservação do Estado do Amazonas, Manaus, 144p.

Irion, G.; Muller, J.; Mello, J.N.; Junk, J.W. 1995. Quaternary geology of the Amazonian Lowland. *Geo-Marine Letters* 15:172-178.

IUCN, 2008. IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: (<http://www.iucnredlist.org>). Acesso em 10 de junho de 2015.

Johannes, R.E. 1998. The case for data-less marine resource management: examples from tropical nearshore finfisheries. *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 243-246.

Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61: 65-71.

Junk, W.J. 1984. Ecology of the várzea, floodplain of Amazonian white water. In: Sioli, H. (Eds) *The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. pp. 215-243.

Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In D. P. Dodge (Ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106:110-127.

Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper and Row Publishers, New York. 654p.

Lefebvre, L.W.; Marmontel, M.; Reid, J.P.; Rathbun, G.B.; Domning, D.P. 2001. Distribution, status, and biogeography of the West Indian manatee. In: Woods, C.A.; Sergile, F.E. (Eds.). *Biogeography of the West Indies: Patterns and Perspectives*. 2 ed. Boca Raton, Flórida, CRC Press. pp. 425-474.

Luiselli, L. 2006. Site occupancy and density of sympatric Gaboon viper (*Bitis gabonica*) and nose-horned viper (*Bitis nasicornis*). *Journal of Tropical Ecology*, 22: 555-564.

Mackenzie, D.I.; Nichols, J.D.; Lachman, G.B.; Droege, S.; Royle, J.A. e Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8): 2248-2255.

Marcano, L.C.; Venticinque, E.; Albernaz, A.L.K.M. 2003. Avaliação Preliminar da Situação Sócio-Econômica dos Moradores do Baixo Purus. In: Deus, C. P.; Da Silveira, R.; Py - Daniel, L.H.R. (Eds.). *Piagaçu - Purus: Bases Científicas para a criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável*. Manaus: IDSM. p. 13-24.

Marsh, H.; Lefebvre, L.W. 1994. Sirenian status and conservation efforts. *Aquatic Mammals*, 20(3): 155-170.

Mayaka, T.B.; Awah, H.C.; Ajonina, G. 2013. Conservation status of manatee (*Trichechus senegalensis* Link 1795) in Lower Sanaga Basin, Cameroon: An ethnobiological assessment. *Tropical Conservation Science*, 6(4): 521-538.

Miksis-Olds, J.L.; Wagner, T. 2011. Behavioral response of manatees to variations in environmental sound levels. *Marine Mammal Science*, 27(1): 130–148.

Morales-Vela, B.; Olivera-Gómez, D.; Reynolds, J.E.III; Rathbun, G.B. 2000. Distribution and habitat use by manatees (*Trichechus manatus manatus*) in Belize and Chetumal Bay, Mexico. *Biological Conservation*, 95(1): 67-75.

Oliveira-Gomez, L.D.; Mellink, E. 2005. Distribution of the Antillean Manatee (*Trichechus manatus manatus*) as a function of the habitat characteristics, in Bahia de Chetumal, México. *Biological Conservation*, 121(1): 127-133.

Ortega-Argueta, A.; Hines, E.M.; Calvimontes, J. 2012. Using interviews in Sirenian Research. In: Hines, E.M.; Reynolds III, J.E.; Aragonés, L.V.; Mignucci-Giannoni, A.A.; Marmontel, M. (Eds.). *Sirenian Conservation: Issues and Strategies in Developing Countries*. v. 1. University Press of Florida. pp. 109-115.

Pereira, M.N. 1944. *O peixe-boi da Amazônia*. Boletim do Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro, 33: 21-95.

Rai, H.; Hill, G. 1980. Classification of Central Amazon lakes on the basis of their microbiological and physico-chemical characteristics. *Hydrobiologia*, 72: 85-99.

Rajamani, L. 2013. Using community knowledge in data-deficient regions: conserving the Vulnerable dugong *Dugong dugon* in the Sulu Sea, Malaysia, *Oryx*, 47: 173-176.

Reeves, R.; Leatherwood, S.; Jefferson, T.; Curry, B.; Henningsen, T. 1996. Amazonian Manatee, *Trichechus inunguis*, in Peru: Distribution, Exploitation, and Conservation Status. *Interciencia*, 21: 246-254.

Ricklefs, R.E. 2003. *A economia da natureza*. 5ª Edição. Guanabara Koogan. 542p.

Rosas, F.C.W. 1994. Biology, conservation and status of the Amazonian manatee *Trichechus inunguis*. *Mammal Review*. 24(2): 49-59.

Rosas, F.C.W.; Sousa-Lima, R.S.; da Silva, V.M.F. 2003. Avaliação preliminar dos mamíferos do baixo rio Purus. In: Deus, C.P.; da Silveira, R.; Py-Daniel, L.H.R. (Eds). *Piagaçu-Purus: bases científicas para a criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável*. IDSM. Manaus. p. 49-60.

Sheppard, J.; Preen, A.; Marsh, H.; Lawler, I.; Whiting, S.; Jones, R. 2006. Movement heterogeneity of dugongs, *Dugong dugon* (Muller), over large spatial scales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 334: 64–83.

Sioli, H. 1984. *Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais*. Petrópolis: Vozes. 72p.

Timm, R.M.; Albuja, L.; Clauson, B.L. 1986. Ecology, distribution, harvest and conservation of the Amazonian manatee *Trichechus inunguis* in Ecuador. *Biotropica*, 18(2): 150-156.

Turbay, S. 2002. Aproximaciones a los estudios antropológicos sobre la relación entre el ser humano y los animales. In: *Rostros Culturales de la Fauna, las relaciones entre los humanos y los animales en el contexto colombiano*. Astrid Ulloa (editora). Instituto Colombiano de Antropología e Historia, Fundación Natura. Bogotá, Colômbia. pp. 87-111.

Tyre, A.J.; Tenhumberg, B.; Field, S.A.; Niejalke, D.; Parris, K.; Possingham, H.P. 2003. Improving precision and reducing bias in biological surveys: estimating false-negative error rates. *Ecological Applications* 13:1790–1801.

Vogta, C.D. 2005. Old dog, new tricks: innovations with Presence–absence information. *Journal of Wildlife Management*, 69(3):845-848.

Yoccoz, N.G.; Nichols, J.D.; Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16:446–453.

CAPITULO 1

Mortalidade do peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, Amazonas: Uma avaliação etnobiológica.

Mortalidade do peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, Amazonas: Uma avaliação etnobiológica

Resumo

Um dos principais entraves na conservação do peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*) é a mortalidade por atividades humanas. O objetivo deste estudo foi caracterizar a mortalidade do peixe-boi nos últimos 25 anos na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, Amazonas, e registrar as percepções dos comunitários sobre a conservação da espécie na região. Entre março e julho/2014 foram visitadas seis comunidades, localizadas nos principais habitats conhecidos para a espécie. Para coleta dos dados utilizou-se abordagem multi-metodológica, que inclui observação participante, mapeamento de pontos e entrevistas com 39 informantes (caçadores de peixe-boi e moradores que tiveram contato com a espécie), indicados pelo sistema bola-de-neve. A mortalidade do peixe-boi foi classificada segundo a *causa mortis*, sexo e classe etária dos indivíduos, distribuição espaço-temporal e sazonalidade. Entre 1990 e 2014 foram registrados 209 eventos de mortalidade, totalizando 218 peixes-bois. A distribuição espacial entre os habitats não foi uniforme, com maior número de eventos registrados na várzea (67%), principalmente na época seca. A captura direta utilizando a técnica de arpão se mantém como a principal causa de mortalidade do peixe-boi; porém, outras técnicas foram registradas de acordo com o habitat e pulso de inundação do rio Purus. Verificou-se que a intensidade da caça do peixe-boi diminuiu com a distância da comunidade, sendo esse um dos fatores determinantes na seleção do local de caça. Houve diminuição nos eventos de mortalidade ao longo do tempo, principalmente após o ano 2000, resultado que coincide com a criação da Reserva e iniciativas de apoio à sustentabilidade das comunidades, como o manejo dos recursos pesqueiros. Para 97,2% dos entrevistados, a população de peixe-boi tem aumentado, e diante deste fato, não acreditam na possibilidade de extinção da espécie. Essa percepção quanto à conservação da espécie na RDS Piagaçu-Purus pode dificultar a elaboração de estratégias de sensibilização dos comunitários. O melhor entendimento sobre os eventos de mortalidade de *T. inunguis* e as perspectivas

futuras da caça na região contribui para o estabelecimento de medidas de conservação da espécie que possam ser incluídas no plano de gestão da Reserva.

Palavras chave: espécie ameaçada, área protegida, Sirenia.

Amazonian manatee (*Trichechus inunguis*) mortality in the Piagaçu-Purus Sustainable Development Reserve, Amazonas: An ethnobiological assessment

Abstract

One of the main obstacles for Amazonian manatee (*Trichechus inunguis*) conservation is the high mortality rate due to human activities. The goal of this study is to describe the *T. inunguis* mortality in the last 25 years in the Piagaçu-Purus Sustainable Development Reserve, Amazonas state, Brazil, and record the perceptions of local community members on the conservation of the species in the region. Between March and July 2014, six communities located in the main habitats known for the species were visited. A multi-methodological approach was used to collect data, that included participant observation, point mapping and interviews with 39 informants (manatee hunters and locals residents that had contact with the species), as indicated by the *snowball* system. The manatee mortality was classified according to *causa mortis*, sex and age group of individuals, spatial-temporal distribution and seasonality. Between 1990 and 2014 were registered 209 mortality events, totaling 218 manatees. The spatial distribution between habitats was not uniform, with higher number of events occurring in the *várzea* habitat (67%), mainly in the dry season. Direct capture using harpoons continues to be the main cause of mortality for the Amazonian manatee; however, other causes were registered according to habitat and flooding pulse of the Purus River. It was verified that poaching intensity on the animal decreased as distance from the communities increased, this being one of the determining factors in the selection of hunting sites. There has been a decrease in mortality events with time, especially after the year 2000, which coincides with the creation of the Reserve and sustainability initiatives taken by local communities such as management of fishing resources. For 97.2% of people interviewed, the population of manatees has increased in the region and thus, they do not believe in the possibility of species extinction. This perception regarding the animals' conservation in the Piagaçu-Purus Reserve makes the formulation of consciousness awareness strategies in local communities more difficult. The better understanding of mortality events of *T. inunguis* and future perspectives on

poaching in the region contribute to the establishment of conservation efforts for the species that can be included in the management plan of the Reserve.

Key words: threatened species, protected area, Sirenia.

Introdução

Na Amazônia, a exploração da fauna representa importante fonte de proteína para muitas populações humanas (Redford e Robinson 1991; Bodmer 1995) e quando não monitorada, pode levar a impactos irreversíveis nas populações de determinadas espécies (Peres 2000). Mesmo a caça de subsistência em pequena escala, representa um desafio para a conservação na maioria dos ambientes amazônicos, e pode resultar em declínios acentuados nas populações devido a práticas insustentáveis (Bodmer *et al.* 1997; FitzGibbon *et al.* 2000; Zapata-rios *et al.* 2009). Em contrapartida, a manutenção do estilo de vida das comunidades ribeirinhas (como assentamentos dispersos, métodos tradicionais de caça) são alternativas importantes para assegurar a sustentabilidade da caça em longo prazo (Silva *et al.* 2005; Ohl-Schacherer *et al.* 2007; Levi *et al.* 2009).

O peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*) é endêmico da bacia Amazônica (Bertram e Bertram 1973), e desempenha papel importante na cultura local, sendo caçado para subsistência por populações indígenas e não indígenas por centenas de anos (Veríssimo 1895; Rosas e Pimentel 2001). De outra maneira, a espécie foi intensamente explorada ao longo da sua área de distribuição para obtenção de couro, óleo e carne em larga escala comercial, principalmente no baixo rio Purus, Amazonas, cuja abundância e pressão de caça são historicamente conhecidas (Pereira 1944; Domning 1982). Atualmente, mesmo protegida por lei federal desde 1967, a espécie continua alvo da caça para subsistência e comércio ilegal em mercados populares da Amazônia brasileira (Rosas 1994; Franzini *et al.* 2013) e demais países Amazônicos (Reeves *et al.* 1996; Orozco 2001; Denkinger 2010), e diante desse histórico, a espécie encontra-se classificada como “Vulnerável” (IUCN 2008; ICMbio 2014).

Para agravar o problema, o rápido crescimento populacional humano, associado à intensificação das atividades pesqueiras, tem aumentado os conflitos com grandes vertebrados aquáticos (Peres e Carkeek 1993; Reeves *et al.* 2003; Barletta *et al.* 2010; Lima *et al.* 2014). No entanto, pesquisa sobre capturas acidentais de mamíferos aquáticos em apetrechos de pesca são pontuais para poucas regiões da Amazônia, e realizadas principalmente com espécies piscívoras como ariranhas (Rosas-Ribeiro *et al.* 2012) e golfinhos (da Silva e Best 1996; Loch *et al.* 2009; Brum 2011; Iriarte e Marmontel 2013a). Para *T. inunguis*, este tipo de mortalidade foi brevemente relatado no Brasil (Franzini *et al.* 2013), Colômbia (Orozco 2001) e Peru (Reeves *et al.* 1996),

entretanto informações quantitativas são inexistentes, e atualmente nenhum estudo aprofundado sobre a mortalidade da espécie vem sendo conduzido. Para os demais sirênios, programas de monitoramento que determinem a mortalidade dos indivíduos têm sido uma ferramenta importante para adquirir informações básicas sobre a história de vida das espécies, e utilizada para avaliar esforços de conservação em diversos países (Bonde *et al.* 2012).

Assim, estudos etnobiológicos utilizando entrevistas (Alexiades 1996) têm constituído fontes de informação mais prontamente disponíveis para informar o status de conservação de sirênios (de Thoisy *et al.* 2003; Castelblanco 2004; Mayaka *et al.* 2013; Rajamani 2013) e registrar o conhecimento das comunidades locais (Castetter 1944; Wilson *et al.* 2006; Gerhardinger *et al.* 2009). Ao adquirir conhecimento sobre a percepção e importância sociocultural de uma espécie na vida das comunidades locais (Ortega-Argueta *et al.* 2012), a etnobiologia contribui significativamente para a conservação da biodiversidade e gestão sustentável de recursos naturais (Gadgil *et al.* 1993), construindo relacionamentos de longo prazo mutuamente respeitosos e colaborativos entre gestores e moradores (Drew 2005). Embora existam desafios na utilização desta abordagem (Huntington 2000), a integração entre o conhecimento local e conhecimento científico pode tornar mais eficientes as reformulações das políticas de gestão (Berkes *et al.* 2000; Bender *et al.* 2013), e propiciar o desenvolvimento de pesquisas mais ágeis e menos onerosas (Moller *et al.* 2004).

Recentemente, estudos com peixe-boi da Amazônia utilizando a abordagem etnobiológica foram realizados no baixo Amazonas (Aguilar 2007) e médio rio Solimões (Calvimontes 2009; Franzini *et al.* 2013), constatando a transmissão do conhecimento entre os entrevistados sobre a ecologia da espécie. No baixo rio Purus, mais precisamente na região em que hoje está inserida a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP), além dos relatos de caça do peixe-boi no Lago Ayapuá feitos há mais de 70 anos atrás, no auge da exploração coureira (Pereira 1944), estudos detalhados abrangendo aspectos etnobiológicos e a mortalidade da espécie na região é inexistente. Portanto, o presente estudo tem como objetivo, caracterizar a mortalidade do peixe-boi nos últimos 25 anos na RDS-PP, e registrar a percepção dos comunitários sobre a conservação da espécie na região.

Material e Métodos

O estudo foi realizado na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP), localizada no baixo rio Purus (4°05' e 5°35'S 61°73' e 63°35'W) entre os interflúvios Purus-Madeira e Purus-Juruá, e distante 223 km de Manaus, capital do estado do Amazonas. A RDS-PP é uma reserva estadual, que abrange partes dos municípios amazonenses de Beruri, Anori, Tapauá e Coari. No interior da Reserva residem aproximadamente 4.000 habitantes, que praticam economia tradicional de subsistência baseada na caça e pesca atreladas à variação sazonal do rio Purus, e extração de recursos florestais (Marcano *et al.* 2003). A origem dos habitantes atuais da Reserva é, na sua maioria, de locais próximos, particularmente o alto rio Purus (IPI 2010). Para mais detalhes sobre as características da região, vide sessão **Área de Estudo** na apresentação da dissertação.

Para fins de ordenamento, a RDS-PP foi dividida em sete setores administrativos (Figura 1), que representam unidades manejáveis com certo grau de homogeneidade ecossistêmica (hidrografia e fitofisionomia) e socioeconômica (demografia e áreas tradicionais de uso dos recursos naturais) (IPI 2010). O estudo foi realizado com moradores de três setores (Caua-Cuiuanã, Itapuru e Ayapuá) localizados na parte norte da RDS Piagaçu-Purus. Atualmente residem nessa região aproximadamente 400 famílias, distribuídas em seis comunidades, três em um lago de ria (Evaristo, Pinheiros e Uixi), duas na várzea (Caua e Cuiuanã) e uma no canal do rio Purus (Itapuru) (Figura 1). Essas comunidades foram selecionadas por estarem localizadas nas áreas dos principais habitats utilizados pelo peixe-boi, e, principalmente, pelo interesse dos comunitários em fortalecer estratégias de conservação da espécie.

Anterior à coleta de dados, foi realizada etapa prévia de campo para estreitar as relações com os comunitários e identificar potenciais colaboradores, que pudessem fornecer informações confiáveis sobre o peixe-boi. Foram realizadas conversas informais (Alexiades 1996) e reuniões nas comunidades para apresentar os objetivos, métodos e importância do trabalho, e solicitar a colaboração dos comunitários no desenvolvimento da pesquisa. Este estudo foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa com seres humanos do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) (Parecer n. 699.065) e realizado com a anuência das lideranças locais de cada comunidade.

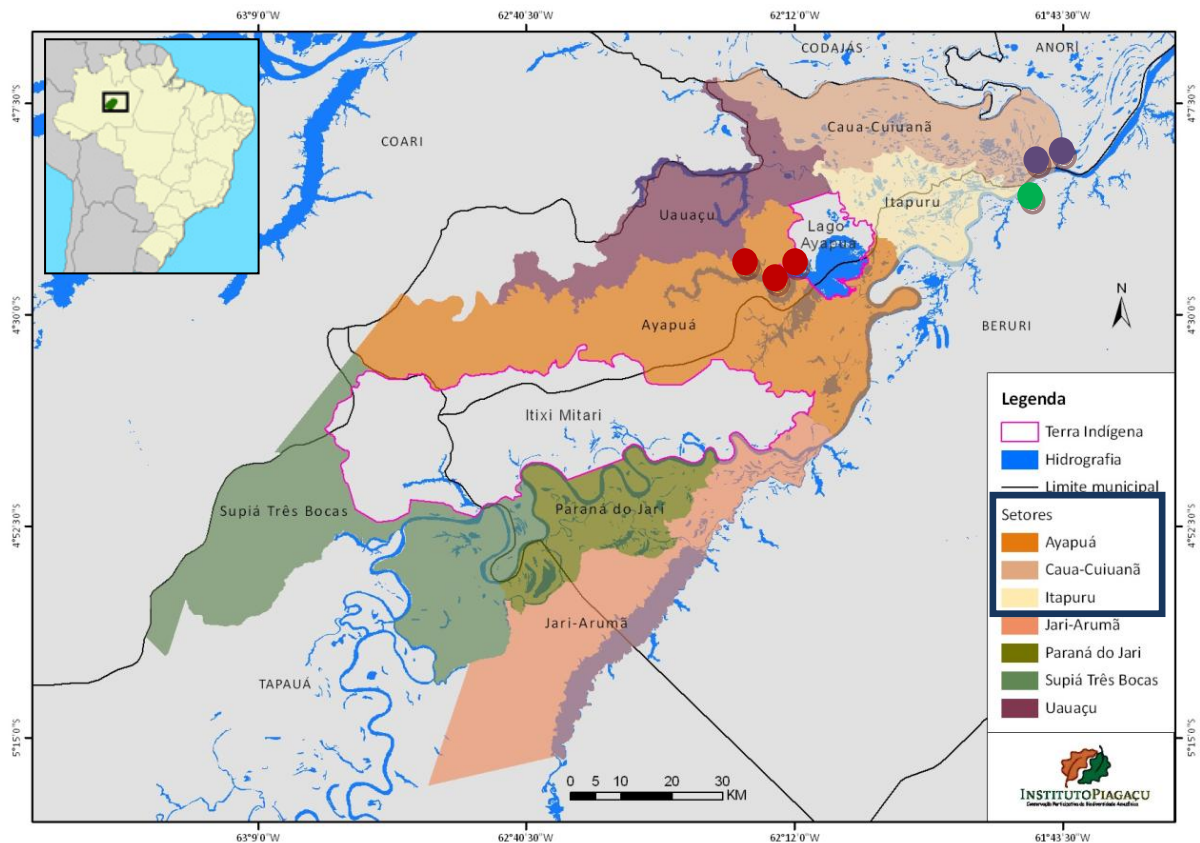


Figura 1. Setores da RDS Piagaçu-Purus, com as seis comunidades da área de estudo: Evaristo, Pinheiros e Uixi (círculos vermelhos), Caua e Cuiuanã (círculos roxos) e Itapuru (círculo verde).

Coleta de dados

Os dados foram coletados no período de março a julho de 2014, utilizando abordagem multi-metodológica. A Observação Participante foi utilizada em todas as etapas do trabalho, para facilitar o estabelecimento de relações de confiança nas comunidades, e para complementar a coleta de dados para a pesquisa. Esta metodologia consiste na inserção do pesquisador no grupo observado, e manutenção da interação por longos períodos com os sujeitos, buscando partilhar o seu cotidiano (Combessie 2004).

A escolha da amostra populacional entrevistada foi intencional e não probabilística (Albuquerque *et al.* 2008). Assim, o conhecimento de 39 informantes (caçadores de peixe-boi e moradores que tiveram contato com a espécie, por exemplo: encontro de carcaças, participação em atividades de caça ou captura acidental de peixe-boi em redes de pesca) foram as principais fontes de obtenção dos dados para o trabalho. A seleção dos informantes seguiu o sistema “bola-de-neve”, onde os primeiros entrevistados indicaram os demais (Bernard 2006). Um roteiro semi-estruturado,

organizado em linguagem compreensível aos comunitários, foi utilizado na condução das entrevistas individuais, com questões abertas (livre resposta) e fechadas (múltipla escolha) (Vietler 2002; Boni e Quaresma 2005). As perguntas abordaram aspectos pessoais do entrevistado, características gerais e históricas da mortalidade do peixe-boi na RDS Piagaçu-Purus, e a percepção que eles têm sobre a conservação da espécie na região (Anexos 2 e 3). As entrevistas foram feitas pelo autor deste trabalho, e as respostas anotadas em caderno de campo e posteriormente digitalizadas. As entrevistas foram agendadas com antecedência e realizadas na residência do entrevistado, para minimizar a interferência de outros membros da comunidade.

Os locais citados de encontro de carcaças, captura direta ou acidental do peixe-boi foram marcados individualmente pelos entrevistados em imagens de satélite *Landsat 5* (escala 1:100.000), com a localização das comunidades e principais corpos d'água da reserva. Para cada mapeamento uma folha transparente foi colocada sobre a imagem impressa, e o entrevistado marcou os locais dos eventos de mortalidade do peixe-boi e outras informações relevantes para o estudo, como áreas de ocorrência ou alimentação (“*comedia*”) da espécie. Com base nos mapas, no conhecimento e capacidade dos comunitários em interpretar imagens de satélite (como outros projetos desenvolvidos na reserva utilizam mapeamento junto às comunidades, já estão familiarizados com a metodologia) e dificuldades logísticas, nenhuma tentativa foi feita para avaliar a precisão dos locais de mortalidade indicados. No entanto, uma estimativa conservadora é que a maioria dos pontos apresenta precisão de aproximadamente 500m.

Análise dos dados

Para evitar informações duplicadas, as respostas das entrevistas foram organizadas em planilhas eletrônicas para triangulação dos dados (Albuquerque *et al.* 2008). Os eventos de mortalidade do peixe-boi foram classificados em três categorias: captura direta (intencional), captura acidental em redes de pesca, e causa indeterminada (encontro de carcaças), e associada às seguintes variáveis: sexo (macho, fêmea ou indeterminado), classe etária (filhote: <160cm de comprimento total; subadultos: 161-200cm e adulto: >201cm) (Amaral *et al.* dados não publicados), determinada a partir do comprimento em “palmas” estimado pelos entrevistados (1 palmo ~20cm) (Vergara-Parente 2009), distribuição espacial (habitat de várzea, lago de ria ou canal do rio), distribuição temporal (classificada em blocos de cinco anos) e sazonalidade (separadas

em quatro fases do pulso de inundação – enchente, cheia, vazante e seca). Os locais de mortalidade do peixe-boi indicados pelos entrevistados em imagens georeferenciadas e as respectivas distâncias para as comunidades foram plotados em imagem de satélite *Landsat 5* no programa ArcGis 10.1.

Os dados foram analisados por meio de estatística descritiva para cálculos de frequência, média e desvio padrão, utilizando gráficos exploratórios e teste estatístico não paramétrico (qui-quadrado) no software *BioEstat 5.0* (Ayres *et al.* 2007), e considerados significativos os resultados com valores de $p < 0.05$. Para verificar a relação entre a distância da comunidade e os eventos de caça do peixe-boi realizou-se uma análise de regressão linear simples. O conhecimento e a percepção dos moradores relacionados à conservação do peixe-boi foram analisados de forma descritiva.

Resultados

Perfil sócio-econômico dos entrevistados

A amostragem populacional foi representativa, abrangendo a grande maioria dos conhecedores de peixe-boi da região. Os entrevistados ($n=39$) foram homens adultos com faixa etária entre 19 e 77 anos ($44,4 \pm 16$), onde 41% ($n=16$) residem em áreas de várzea, 30,8% ($n=12$) no lago de ria e 28,2% ($n=11$) no canal do rio Purus (Tabela 1).

Tabela 1. Número total de entrevistados em cada comunidade da área de estudo.

Setor	Comunidade	Habitat	Número de entrevistados	Média de idade (anos)
Caua-Cuiuanã	Caua	Várzea	7	39
	Cuiuanã	Várzea	9	42,4
Itapuru	Itapuru	Canal do rio	11	48,6
Ayapuá	Evaristo	Lago de ria	1	56
	Pinheiros	Lago de ria	2	34,5
	Uixi	Lago de ria	9	46,6
Total	6	3	39	44,4 \pm 16

Todos os entrevistados afirmaram conhecer o peixe-boi, relatando observações diretas e encontro de vestígios (fezes e áreas de alimentação), ou pelo consumo da carne

da espécie. Além disso, 89,7% (n=35) declararam ter caçadores de peixe-boi na família. Quanto à origem dos entrevistados, apenas seis (16,6%) não nasceram nas comunidades localizadas dentro da reserva, porém residem há bastante tempo na região (média de 39 anos). O nível de escolaridade dos informantes é baixo, e 35,9% (n=14) declararam não ter nenhuma instrução ou apenas “assinam o nome”; outros 48,7% (n=19) detêm o ensino fundamental e 15,4% (n=6) apresentam entre cinco e nove anos de estudo.

O tempo de atividade de pesca dos entrevistados variou entre 10 e 64 anos (média de 30 ± 15 anos), dos quais 74,3% (n=29) detêm mais de 20 anos de experiência no ramo comercial pesqueiro. Atualmente, a frequência desta atividade entre os participantes mostra-se bastante heterogênea devido a fontes alternativas de ocupação e emprego em cada comunidade. Do ponto de vista da sustentação econômica dos entrevistados, a pesca representou papel importante como fonte de renda (61,5%), seguida pela aposentadoria (10,3%), agricultura (7,7%), comércio (7,7%), prestação de serviço a pesquisadores na reserva (7,7%) e funcionalismo público (5,1%).

Embora nenhum entrevistado tenha citado atividades de caça do peixe-boi como fonte de renda, 43,6% (n=17) intitularam-se caçadores profissionais da espécie, tendo realizado esta atividade com frequência no passado. Entre os demais entrevistados, seis caçaram pelo menos um peixe-boi ao longo da vida, 13 participaram de atividades de caça ou capturaram o peixe-boi de forma acidental, e apenas três disseram nunca terem caçado o peixe-boi, mas descreveram eventos de caça praticados por outros comunitários. A figura 2 apresenta a frequência e o tipo de contato dos entrevistados com o peixe-boi.

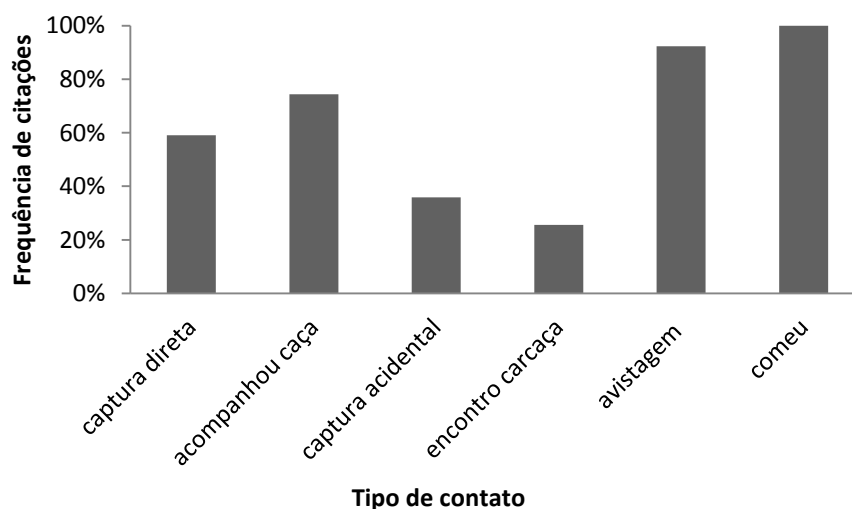


Figura 2. Frequência e tipo de contato dos entrevistados com o peixe-boi da Amazônia.

Causa da Mortalidade

Entre os anos de 1990 e 2014 foram reportados 209 eventos de mortalidade do peixe-boi, totalizando 218 indivíduos (8,7 indivíduos/ano). A captura direta (n=184) e a captura acidental em redes de pesca (n=16) foram as principais causas de mortalidade do peixe-boi na área de estudo (Figura 3). O encontro de nove carcaças citadas pelos comunitários foi classificado como causa indeterminada pela dificuldade em atribuir a *causa mortis*, já que os indivíduos se encontravam em avançado estado de decomposição. Desses, apenas um peixe-boi foi encontrado em boas condições e utilizado para consumo na comunidade, mas a causa da morte não foi informada.

Para alguns entrevistados, a morte natural de indivíduos adultos acontece por afogamento durante o período reprodutivo da espécie, geralmente no período da enchente. Na tentativa de acasalamento, conhecido como (“*vadiação*”), vários machos tentam copular com uma mesma fêmea, podendo matá-la por afogamento. No período da seca, foi reportada pelos entrevistados que os peixes-bois ingerem areia, argila e material vegetal morto no substrato, levando alguns animais a óbito.

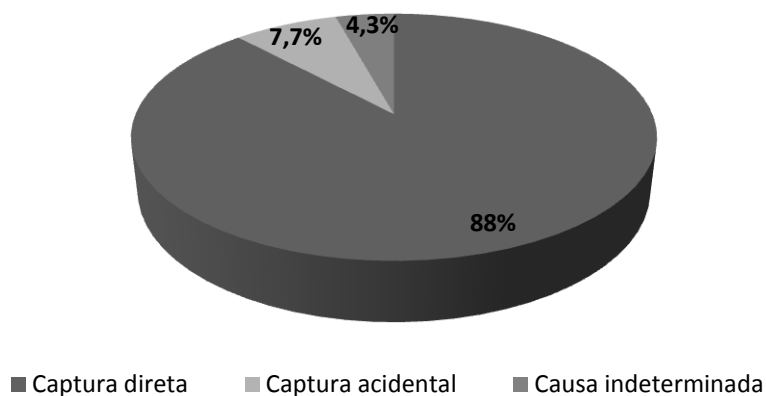


Figura 3. Causas da mortalidade (n=209) do peixe-boi na área de estudo (1990-2014).

Sexo e classe etária

Em 81,6% (n=178) dos relatos de mortalidade de peixe-boi, não foi obtida informação sobre o gênero dos indivíduos, principalmente pela falta de lembrança dos entrevistados sobre o evento. O número de relatos de mortalidade de machos (n=22) e fêmeas (n=18) foi similar, porém cinco entrevistados relataram preferência pelo abate

de fêmeas, devido ao maior tamanho dos indivíduos e por possuírem carne mais macia e saborosa. Ressalta-se a captura direta de duas fêmeas com seus respectivos filhotes, e outra declarada grávida, com um feto de aproximadamente 10 cm de comprimento.

O tamanho corporal dos peixes-bois não foi determinado para 20,1% dos registros de mortalidade. Quando uma classe etária foi atribuída (n=174), 75,8% dos indivíduos foram considerados adultos, 13,2% filhotes e 11% subadultos. Entretanto, o tamanho dos indivíduos apresentou diferença entre as categorias de mortalidade (Tabela 2). A grande maioria dos peixes-bois mortos nas capturas acidentais foi de filhotes (76,9%) e todas as carcaças encontradas de animais considerados adultos. Segundo os informantes, os indivíduos apresentavam tamanho superior a 10 “palmos”, correspondendo a aproximadamente dois metros de comprimento. A diferença no tamanho dos animais capturados intencionalmente (captura direta) foi significativa ($\chi^2=160,50$, $p<0,001$, $n=152$), com 80,9% classificados como indivíduos adultos. O maior peixe-boi capturado teve seu comprimento estimado em 3,4 metros (17 palmos) e o menor, um filhote de 80 cm de comprimento (quatro palmos).

Tabela 2. Número de peixes-bois mortos por ação humana ou causa indeterminada (carcaças) por classe etária. Classes etárias baseadas no estudo de Amaral *et al.* (dados não publicados): Filhote: <160cm; Subadulto: 161-200cm e Adulto: >201cm.

Classe etária	Causa Mortis			Total
	Captura Direta	Captura Acidental	Carcaça	
Adulto	123 (80,9*)	0 (0*)	9 (100*)	132 (75,8*)
Subadulto	16 (10,5*)	3 (23,1*)	0 (0*)	19 (11*)
Filhote	13 (8,6*)	10 (76,9*)	0 (0*)	23 (13,2*)
Total	152	13	9	174

* O número entre parênteses indica a porcentagem representativa para cada coluna.

Distribuição espacial

A distribuição espacial entre os tipos de habitat não foi uniforme; 67% dos eventos ocorreram na várzea, 24% no lago de ria e 9% no canal do rio Purus (Tabela 3). Além disso, as três categorias de mortalidade do peixe-boi foram registradas para os três setores da área de estudo, com o maior número de eventos no setor Caua-Cuiuanã (Figura 4).

Tabela 3. Distribuição espacial dos eventos de mortalidade de peixes-bois por tipo de *causa mortis*.

Habitat	Causa Mortis			Total
	Captura Direta	Captura Acidental	Carcaça	
Várzea	130	8	2	140 (67%)
Lago de ria	41	5	4	50 (24%)
Canal do rio	13	3	3	19 (9%)
Total	184	16	9	209 (100%)

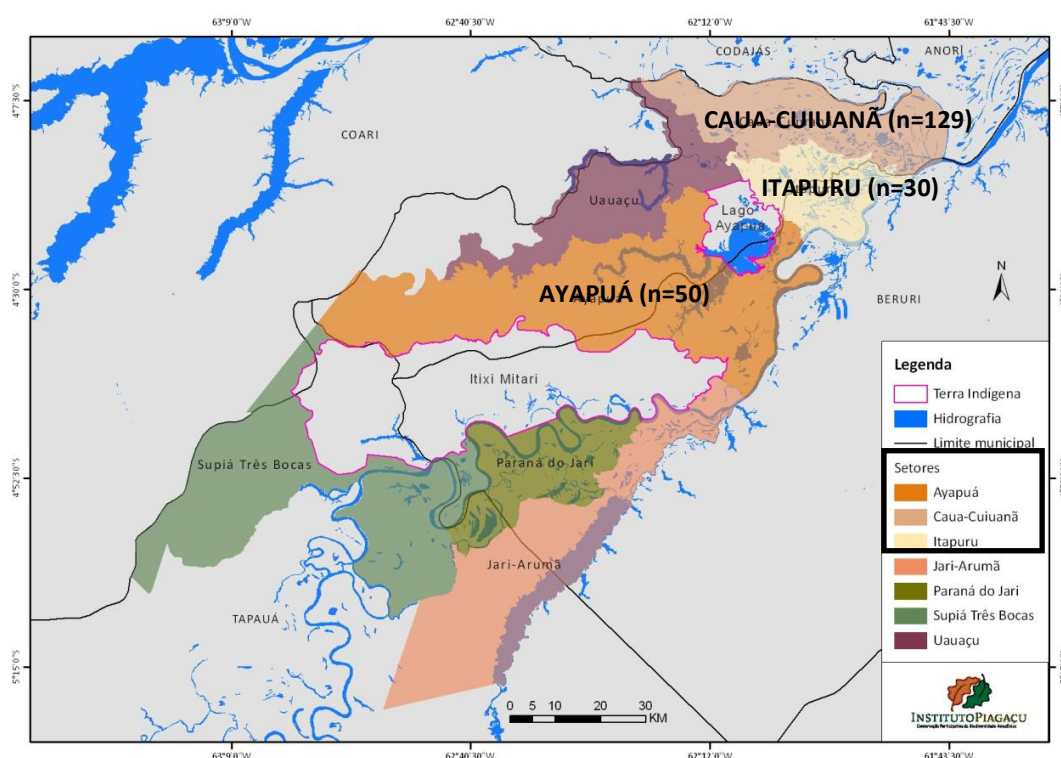


Figura 4. Número de eventos de mortalidade de peixes-bois registrados nos três setores da área de estudo.

As carcaças foram encontradas durante os deslocamentos dos comunitários entre as comunidades e os seus respectivos locais de pesca. A captura acidental do peixe-boi em redes de pesca ocorreu em zonas estratégicas na dinâmica de pesca da região, como pesqueiros tradicionais e áreas próximas às comunidades (Figura 5). Entre as principais localidades de emalhamento destacam-se o paranã do lago de ria Ayapuí (n=5), lagos de várzea do setor Caua-Cuiuanã (n=4) e o canal do rio Purus (n=3) (Figura 6).

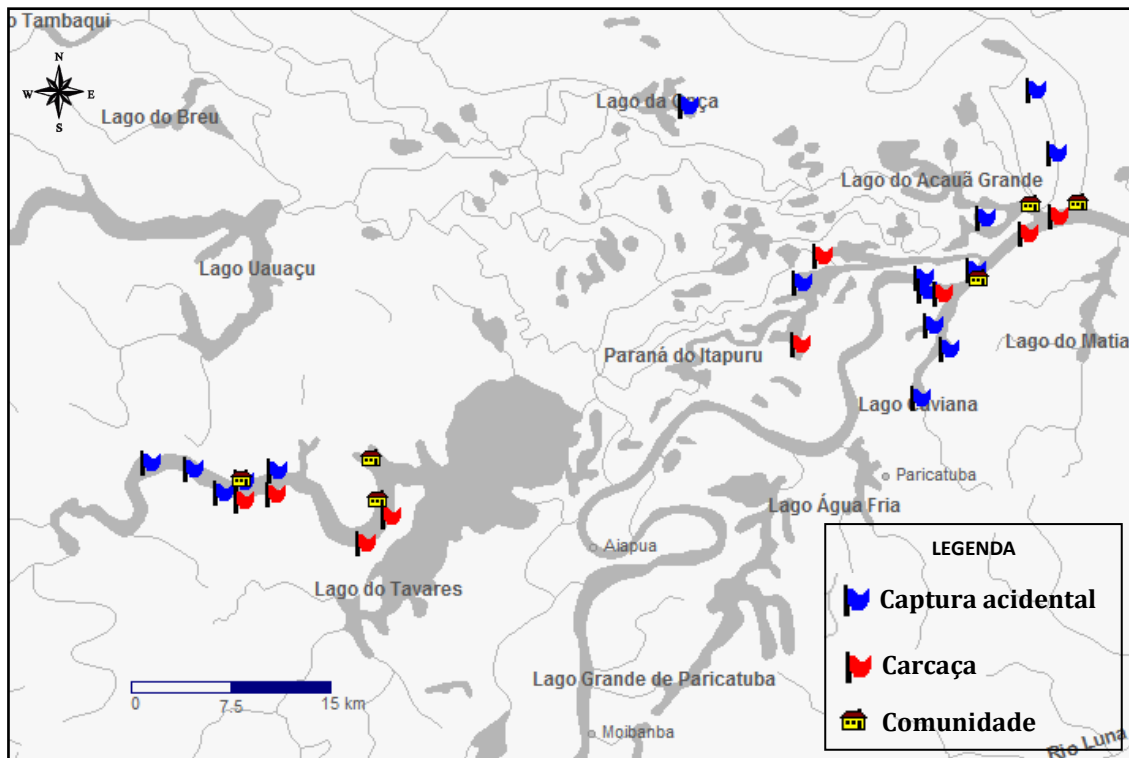


Figura 5. Distribuição espacial dos eventos de captura acidental e encontro de carcaças de peixe-boi na parte norte da RDS Piagaçu-Purus.

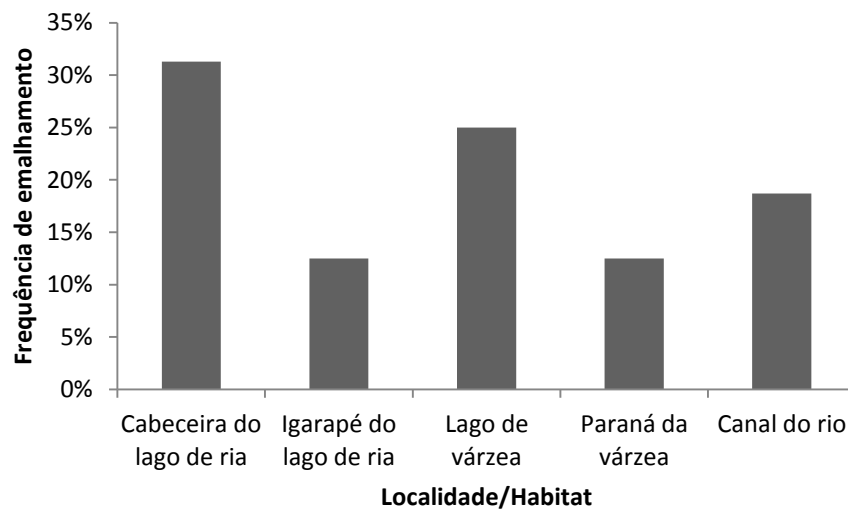


Figura 6. Localidade dos eventos de mortalidade de peixes-bois por captura acidental na área de estudo.

Foram identificados 86 locais de caça do peixe-boi, dos quais sete corresponderam a 35,3% dos 184 eventos de caça reportados. A distribuição espacial foi significativamente diferente entre os habitats ($\chi^2=43,69$, $p<0,001$, $n=86$), com 61,5%

(n=53) dos locais de caça situados na várzea, 35% (n=30) no lago de ria e 3,5% (n=3) no canal do rio Purus (Figura 7).

Os locais com maior número de citações de eventos de caça foram: Lago Preto (n=14), Lago Mundurucus (n=11), Lago Bijogó (n=9), Lago Leitão (n=9), Lago Itapuru Grande (n=8) e Lago Paraguai (n=6), todos localizados na várzea, e o Boiador do Caua (n=8), situado no canal do rio Purus. Apenas 1,1% (n=2) dos eventos de caça foram realizados em locais considerados atualmente como áreas de preservação da RDS-PP, segundo o acordo comunitário firmado pelos moradores, e estabelecido no plano de gestão da reserva (Anexo 1).

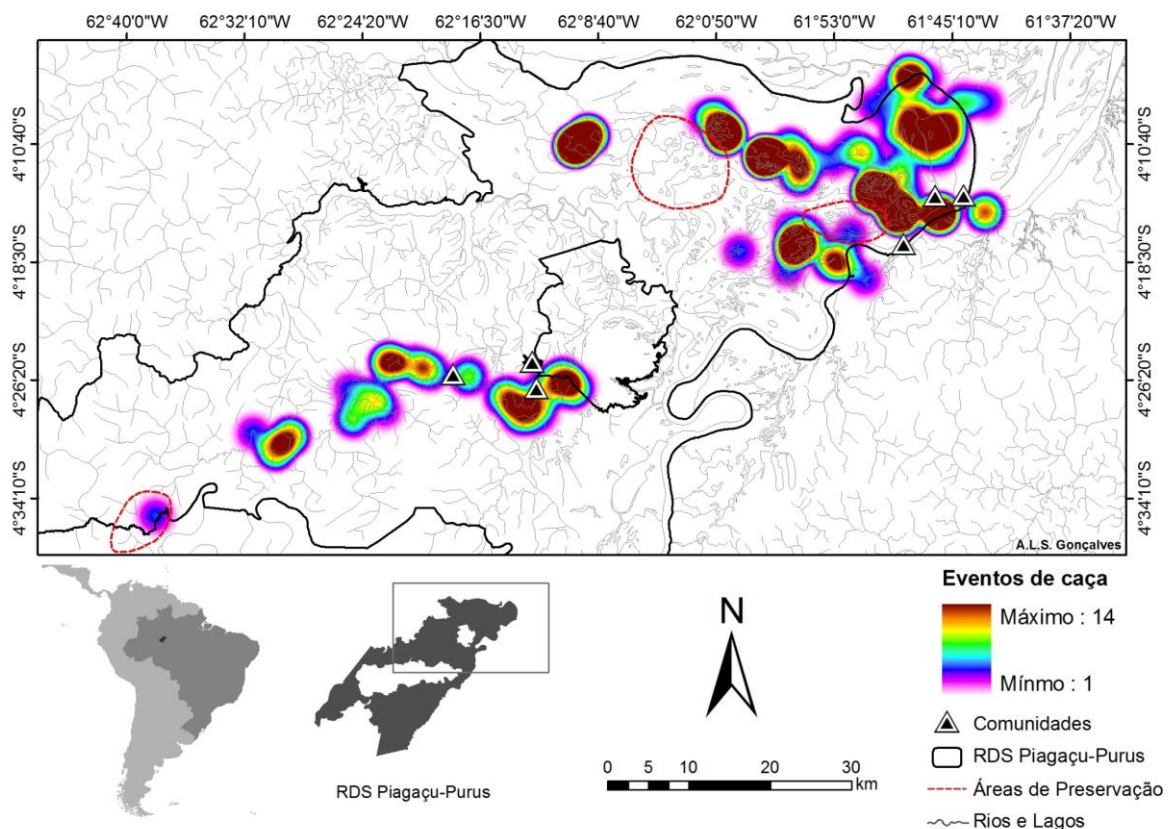


Figura 7. Frequência de citações dos eventos de caça de peixe-boi na área de estudo.

Quanto às características ambientais dos locais de caça, os informantes descreveram a elevada profundidade e diversidade de alimento para o peixe-boi, principalmente a piprioca (*Eleocharis subarticulata*) e o capim membeca (*Paspalum repens*), favorecendo a permanência da espécie no local.

Além disso, os eventos de caça do peixe-boi tiveram relação com a proximidade da comunidade ($r^2=0,5765$; $p=0,010$), mostrando que os caçadores não percorrem longas distâncias para essa atividade (Figura 8). A distância média percorrida entre a comunidade do caçador e o local de caça foi 13,6 km (Tabela 4).

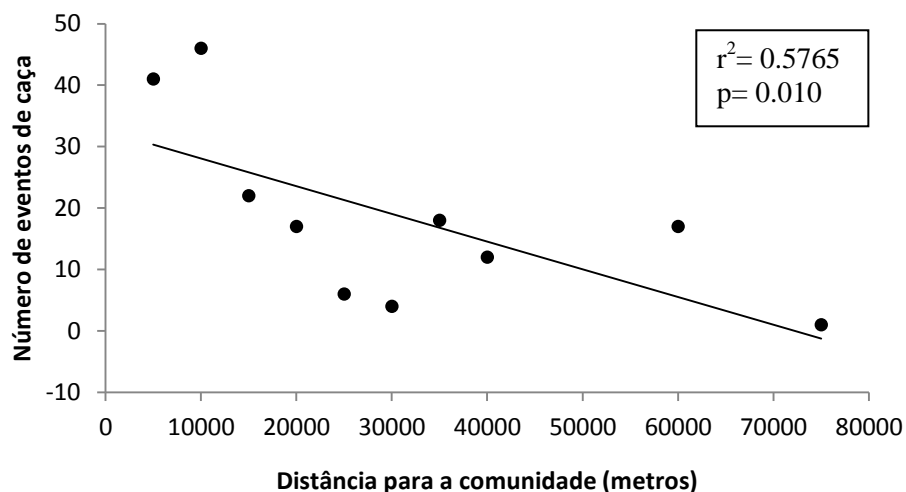


Figura 8. Relação entre a distância da comunidade e os eventos de caça de peixe-boi reportados pelos informantes na RDS Piagaçu-Purus.

Tabela 4. Características dos locais de caça para cada grupo de comunidade da área de estudo.

Comunidade (Habitat)	Número de eventos de caça	Distância das comunidades para os locais de caça (km)			
		Mínima	Máxima	Média	Desvio Padrão
Várzea	123	2,3	58	20,8	18,3
Canal do rio	20	6	26,5	14	4,3
Lago de ria	41	1,1	72	12,3	14,4
Total	184	1,1	72	13,6	12,8

A maioria dos eventos de caça (47,4%) ocorreram até 10 km de distância do centro da comunidade, 32% com distância superior a 20 km, e 20,6% ocorrendo entre a zona de 10-20 km de distância. Quando se separa as comunidades de acordo com o habitat onde estão localizadas, nota-se proporcionalmente que os caçadores moradores do lago de ria (Ayapuá) realizaram deslocamentos menores que os moradores da várzea e do canal do rio, com 66% dos eventos de caça registrados até 10 km de distância da comunidade (Figura 9). Os resultados mostram que independente do habitat, a maioria dos caçadores não se afastam grandes distâncias das suas comunidades.

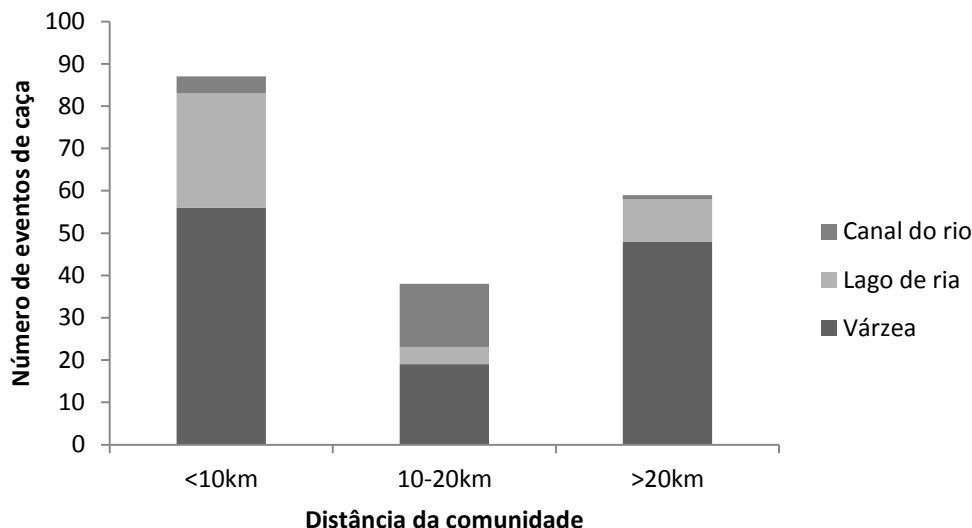


Figura 9. Número de eventos e a distância dos locais de caça para as comunidades estudadas.

Distribuição temporal

Na série temporal de eventos de mortalidade de peixes-boi analisados, o primeiro evento de mortalidade foi registrado em janeiro de 1990, e o último em outubro de 2014. No total, os eventos de mortalidade de peixe-boi ao longo do tempo diminuíram, principalmente após o ano 2000, com 60,3% (n=126) dos registros ocorrido entre 1990 e 1999 (Figura 10). A taxa mais baixa de mortalidade foi observada entre o período de 2005 a 2009, com 10,5% (n=22) dos eventos. Houve diferença significativa no número de eventos reportados entre os períodos de tempo ($\chi^2=40,78$, $p<0,001$, n=209).

Os eventos classificados como capturas diretas e capturas acidentais em redes de pesca ocorreram em todos os períodos de tempo (média de sete peixes-bois/ano), enquanto os registros de mortalidade por causa indeterminada (carcaças), somente após o ano 2000. Nos últimos cinco anos ressalta-se o aumento nos registros de mortalidade ocasionados por captura acidental em redes de pesca (n=10).

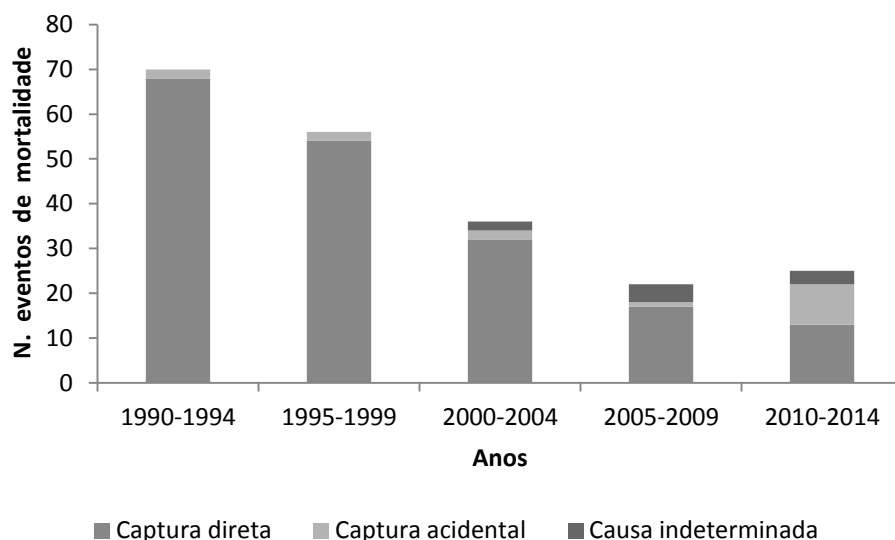


Figura 10. Distribuição temporal da mortalidade de peixes-bois na área de estudo. As informações foram categorizadas em cinco períodos de tempo (1990-1994; 1995-1999; 2000-2004; 2005-2009 e 2010-2014).

Distribuição sazonal

A distribuição dos eventos de mortalidade de *T. inunguis* ao longo do pulso de inundação do rio Purus não foi uniforme ($\chi^2=35,65$, $p<0,001$, $n=209$), com 38,7% dos registros na época de águas baixas, 29,7% na vazante, 20,6% na enchente e 11% na cheia. A frequência no número de carcaças encontradas não mostrou relação com o pulso de inundação, ocorrendo ao longo de todo o ano. Os eventos de mortalidade do peixe-boi ocasionados por capturas acidentais foram mais frequentes na vazante (56,3%) e seca (31,2%). Esta categoria de mortalidade não foi mencionada para a época de cheia do rio Purus (maio e junho). Os eventos de captura direta do peixe-boi mostraram diferença significativa entre as fases do pulso de inundação ($\chi^2=32,56$, $p<0,001$, $n=184$) e aparente associação com a época seca (outubro e novembro). Neste período, a frequência da mortalidade da espécie aumentou consideravelmente, com 40,2% ($n=74$) dos registros de caça (Figura 11).

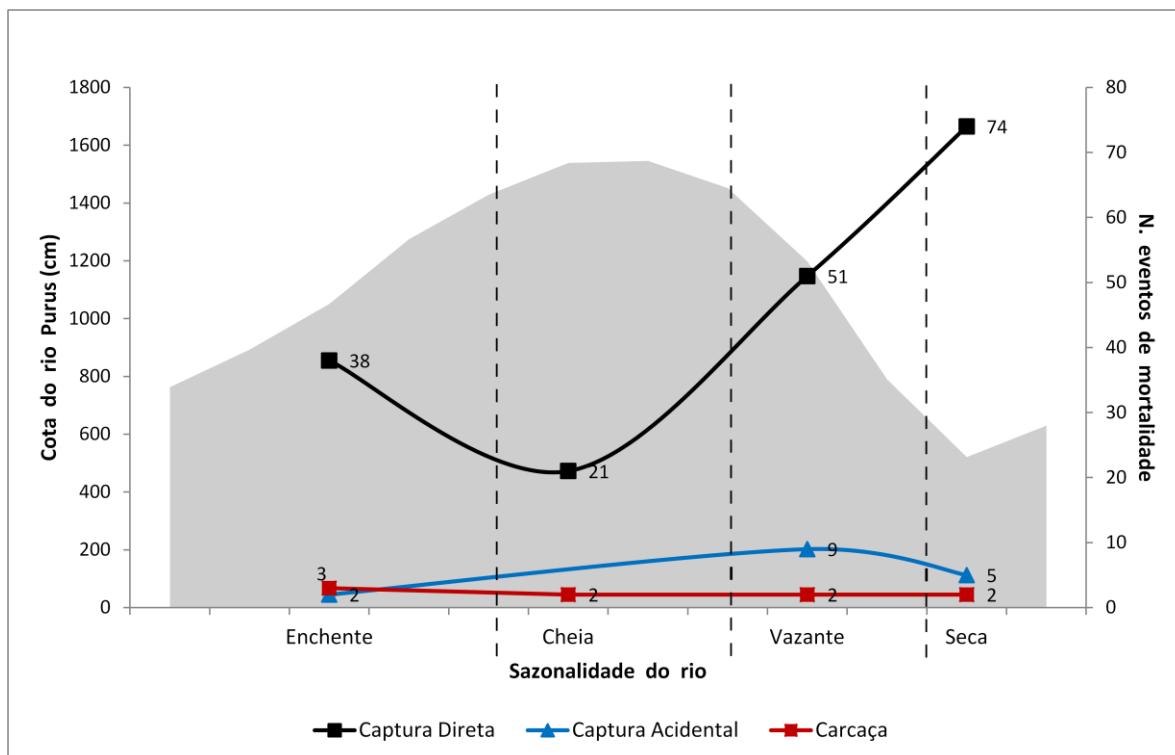


Figura 11. Distribuição sazonal da mortalidade do peixe-boi por *causa mortis*. A área cinza representa o pulso de inundação do rio Purus - variação da cota do rio.

Características da captura acidental do peixe-boi

A captura acidental do peixe-boi em redes de pesca foi mencionada por 36% (n=14) dos entrevistados, e considerada a segunda principal causa de mortalidade na área de estudo. O peixe-boi foi encontrado morto em 87,5% (n=14) dos registros de emalhamento. Nos demais registros, os indivíduos foram encontrados vivos e abatidos posteriormente com golpes na cabeça. Os entrevistados sugerem que filhotes de *Trichechus inunguis* não são fortes o suficiente para romper as redes de pesca, já que indivíduos grandes nunca foram encontrados emalhados.

Não foi possível determinar o tipo de apetrecho de pesca em 37,5% (n=6) dos eventos de mortalidade acidental. Nos demais casos (n=10), os apetrechos envolvidos na captura do peixe-boi foram as malhadeiras e tramalhas (denominadas redes flutuantes fixas), e o arrastão (Figura 12). De acordo com os entrevistados, outros apetrechos de pesca como anzol, tarrafa, ou espinhel (linha de náilon com inúmeros anzóis) não representam ameaça para a espécie.

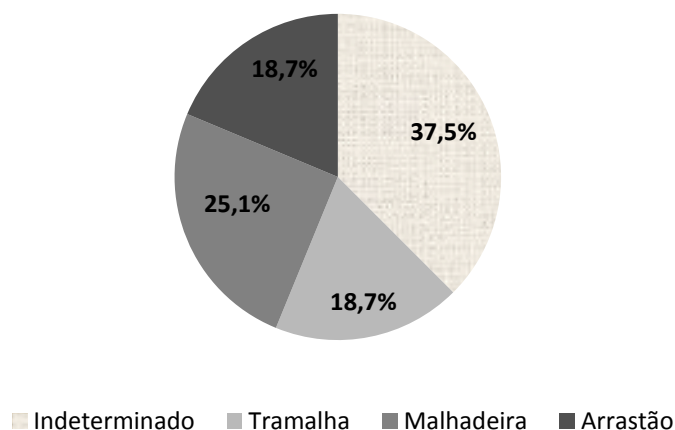


Figura 12. Apetrechos de pesca atribuídos à captura acidental do peixe-boi, entre 1990 e 2014.

De modo geral, a rede do tipo tramalha é utilizada para a captura de pequenos peixes, como tucunarés, acarás e aruanãs, e confeccionadas com náilon monofilamento pelo próprio pescador ou comprada em lojas de pesca. Neste estudo, três peixes-bois foram encontrados presos em tramalhas de náilon com malhas de 60-80 mm entre nós adjacentes (Figura 13a). As malhadeiras são apetrechos mais fortes e resistentes, confeccionadas com fio multifilamento para captura de tambaquis e outros pescados de maior porte (Figura 13b). Nos quatro eventos de captura acidental do peixe-boi, foram mencionadas malhadeiras com náilon entre 2-4 mm e malhas de 80-140 mm. O arrastão é um apetrecho construído com fio multifilamento com malhas de 70-90 mm entre nós adjacentes e utilizados em locais de correnteza, exclusivamente para captura dos chamados “peixes lisos” ou bagres (Figuras 13c e 13d). Neste estudo foram reportados três eventos de captura com este tipo de apetrecho na calha do rio Purus.

Para 37,5% dos entrevistados, o peixe-boi ocasiona prejuízos financeiros ao danificar os apetrechos de pesca. Foram relatadas interações em rede de pesca com outras espécies de mamíferos aquáticos, como o boto-vermelho (*Inia geoffrensis*) e a ariranha (*Pteronura brasiliensis*), porém o número de citações foi relativamente baixo (n=4).



Figura 13. Apetrechos envolvidos na captura acidental do peixe-boi: a) tramalha; b) malhadeira; c) rede de arrastão e d) arrastão em uso.

Perfil do caçador e características da captura direta do peixe-boi

No presente estudo, 59% (n=23) dos entrevistados afirmaram ter caçado peixe-boi no passado ou recentemente. A faixa etária dos caçadores variou de 20 a 77 anos (média $51,7 \pm 14$ anos), dos quais 39% residem em comunidades da várzea, 35% de lago de ria e 26% de canal do rio Purus. Dentre os caçadores, 87% (n=20) relataram ter

aprendido as técnicas de caça sozinhos, devido à grande quantidade de peixe-boi existente na região, e os demais (n=3) instruídos pelo pai ou irmão. A idade inicial da atividade de caça variou de 12 a 36 anos (média $23,4 \pm 6$ anos), com 34,8% dos caçadores abatendo mais que 20 peixes-bois ao longo da vida (Figura 14).

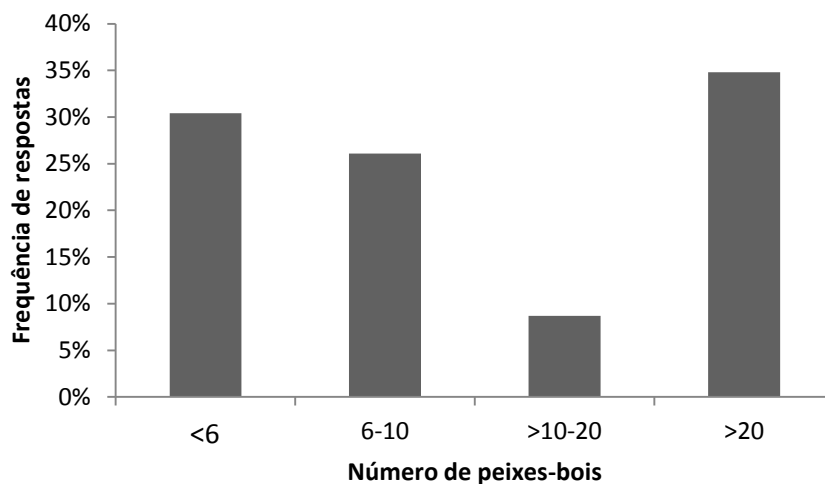


Figura 14. Número de peixes-bois abatidos por caçadores (n=23) na área de estudo.

Quanto à motivação em caçar o peixe-boi, 65% citaram a apreciação da carne como principal fator para realizar a atividade. Os demais caçadores mencionaram o início da caça do peixe-boi pela necessidade financeira, pois o valor comercial da carne contribuía para o sustento da família. Segundo os caçadores, o valor da carne fresca do peixe-boi variou entre R\$6,00 e R\$10,00 o quilo, com valor agregado para a lata (18 kg) de *mixira* (carne de peixe-boi frita e conservada na própria gordura do animal), vendida nas cidades vizinhas da RDS Piagaçu-Purus por valores entre R\$250,00 e R\$400,00. Porém, os caçadores informaram que mais da metade dos eventos de caça do peixe-boi tiveram exclusiva finalidade de subsistência na própria comunidade.

Todos os caçadores reportaram não ter repassado as técnicas de caça para outras pessoas, e 95% declararam não praticar mais a atividade, principalmente pela sensibilização após a criação da reserva, ilegalidade da caça ou idade avançada. Apenas um entrevistado alegou caçar o peixe-boi de forma oportunística, ao encontrar vestígios da espécie durante as atividades de pesca. O último abate de peixe-boi na área focal do trabalho, foi realizado em 2014 e a carne comercializada na comunidade por R\$8,00/kg. Entretanto, informaram que a procura pela carne do peixe-boi na reserva é rotineira, principalmente para satisfazer a demanda dos centros urbanos. Neste caso, o comércio

ilegal da carne do peixe-boi é realizado ao longo de todo o ano por moradores da parte sul da reserva e também por pessoas do entorno da reserva, e o transporte feito principalmente em embarcações de pequeno porte (batelões) entre o rio Purus e cidades próximas da RDS Piagaçu-Purus como Anori, Beruri e calha do rio Solimões.

As técnicas de caça do peixe-boi

Segundo os entrevistados, devido ao comportamento discreto da espécie, a caça do peixe-boi é uma atividade difícil, que demanda habilidade, coragem e extrema paciência. De maneira geral, a caça do peixe-boi ocorreu durante o dia e foi realizada apenas por uma pessoa (87%). A maioria dos eventos de caça (90%) teve duração máxima de um dia, com frequência média de um indivíduo abatido por evento (96,7%).

Quanto aos apetrechos empregados na captura direta do peixe-boi, o arpão foi o principal instrumento utilizado pelos caçadores (98,4%; n=181), seguido por redes de pesca construídas especificamente para a captura da espécie (1,6%; n=3). Entretanto, diferentes técnicas de caça foram mencionadas pelos entrevistados, de acordo com a sazonalidade e tipo de habitat (Tabela 5). Outras técnicas outrora utilizadas na região foram reportadas, como o pari e o cacuri (Pereira 1944), porém não empregadas nos eventos de caça dos entrevistados.

Tabela 5. Apetrechos e técnicas de captura direta do peixe-boi de acordo com os tipos de habitat.

Apetrecho	Técnica	Habitat	n. eventos	%
Arpão	Busca ativa na comedia	Várzea	117	63,6
	Busca ativa no poço	Lago de ria	37	20,1
	Busca ativa no boiador	Canal do rio	12	6,5
	Batidão	Várzea	11	6
	Uso de capim no poço	Lago de ria	3	1,6
	Uso de capim no rio	Canal do rio	1	0,6
Malhadeira	Malhadeira no igarapé	Várzea e Lago de ria	3	1,6
Total			184	100

A captura direta com arpão

O arpão consiste de uma ponta de metal entre 5-10 cm de comprimento fixado em haste de madeira, por exemplo, a paracuúba (Fabaceae: *Dimorphandra macrostachya*), com aproximadamente três metros de comprimento. O arpão permanece encaixado na haste por corda de náilon de 4mm de espessura com 30 metros de comprimento, denominada harpoeira (Figura 15a). A harpoeira pode ser amarrada em uma boia de madeira que serve para localizar o peixe-boi, ou presa diretamente no banco da canoa para diminuir a movimentação do animal em fuga. Normalmente, é utilizada canoa de “casco” de quatro metros de comprimento, produzida com apenas um tronco de árvore (por exemplo, a itaúba *Mezilaurus* sp.) especificamente para a caça do peixe-boi. Esse tipo de embarcação diminui os ruídos da água ao bater na canoa, evitando espantar os animais (Figura 15b). Caso o caçador não detenha este tipo de canoa, duas tábuas (conhecida como falcas ou pavés) são adaptadas na proa da canoa comum para que se tenha o mesmo resultado. O arpão, apetrecho de pesca tradicional na região, vem sendo utilizado para capturar outras espécies protegidas como o pirarucu (*Arapaima* sp.) e mais recentemente o boto vermelho (*Inia geoffrensis*).

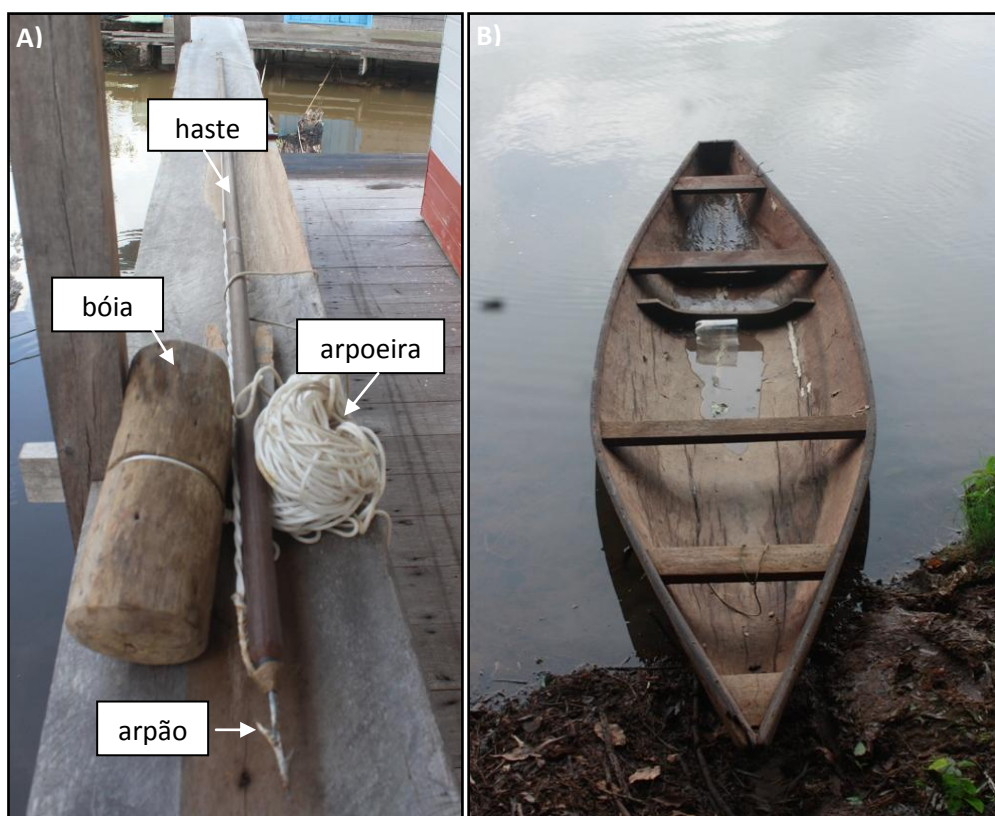


Figura 15. a) O apetrecho arpão; b) Canoa de casco, específica para a caça do peixe-boi.

Busca ativa nas áreas de alimentação (“comedia”) do peixe-boi

A caça do peixe-boi geralmente ocorre após o encontro de vestígios de alimentação “comedias” ou avistagem dos indivíduos na várzea ou no lago de ria, principalmente na época de enchente e vazante do rio Purus. Nessa modalidade destaca-se a importância do silêncio para aguardar a subida do peixe-boi à superfície para respirar, evitando a fuga dos animais. Quando arpoado, o animal permanece lutando por aproximadamente 20 minutos, com movimentos que chegam a arrastar a canoa. Uma vez cansado, o peixe-boi é puxado para próximo da embarcação e abatido. Neste caso, as técnicas de abate incluem principalmente asfixia por obstrução das narinas, utilizando pedaços de madeira (tornos) para impedir a respiração do animal ou corda para amarração do focinho, além de golpes de cacete ou terçado na cabeça. Alguns caçadores relataram o abate do peixe-boi por afogamento, que embora mais demorado, diminuiria o sofrimento do animal ao evitar as demais técnicas de asfixia. Outra questão no uso desta técnica refere-se à superstição dos caçadores em preservar as áreas de caça da espécie, para não afugentar os outros indivíduos que estiverem na área. Após a morte do peixe-boi, os caçadores arrastam o animal para a margem do corpo d’água ou embarcam o animal diretamente na canoa, com extremo cuidado para não alagar a embarcação.

“Se deixa cair sangue do peixe-boi na água estraga a comedia, eles nunca mais voltam pra comer”.

(JP, 45 anos)

Existem ainda relatos de peixes-bois arpoados e mantidos vivos na água, amarrados por corda pelo pedúnculo caudal para evitar a fuga. Esta técnica aumenta a eficiência da caça, principalmente com fêmeas acompanhadas de filhote, já que os animais presos emite vocalizações, atraindo outros indivíduos para próximo da canoa.

Busca ativa no canal do rio (“boiador”) e lago de ria (“poço”)

Segundo os comunitários, a caça do peixe-boi na época seca ocorre principalmente em locais profundos do rio Purus e cabeceira dos lagos de ria, denominados “boiador” e “poço”, respectivamente. No canal do rio, os caçadores de canoa se deixam levar pela correnteza para evitar maiores ruídos na busca pelos peixes-

bois. Para não perderem a localização do peixe-boi no boiador, alguns caçadores utilizam corda com peso (poitas) para estabilizar a canoa e facilitar a espera do animal na superfície para realizar a captura. Para a captura do peixe-boi no “poço” do lago de ria, alguns caçadores utilizam malhadeiras para fechar a conexão entre o poço e demais corpos d’água, facilitando a captura dos animais.

Para maximizar os esforços de captura de *T. inunguis* tanto nos boiadores quanto nos poços, foi relatado o uso de bolas de capim na época seca. A técnica consiste em colocar vegetação herbácea (bolas de capim) em locais onde o alimento do peixe-boi não está disponível. Primeiramente, ramalhetes de capim membeca (*Paspalum repens*) são coletados nas margens. Depois de algum tempo, com a canoa deixando-se levar pela correnteza junto à bola de capim, os peixes-bois tendem a se aproximar em busca de comida, devido à ausência de alimento no local. Na margem do lago de ria, os caçadores coletam o capim arroz (*Oryza grandiglumis*) e o mantêm amarrado em varas no poço para atrair os animais.

Batição

A caça do peixe-boi utilizando a técnica de “batição” foi reportada para as áreas de cabeceiras dos lagos de várzea, exceto no período de cheia do rio Purus. Nesses locais, os peixes-bois tendem a permanecer agrupados devido à grande quantidade de “matupás”, ilhas flutuantes de matéria orgânica, onde crescem espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas (Junk 1983; Junk e Piedade 1997). Este método de caça é realizado em grupo de 5-10 pessoas, com divisão estabelecida de trabalho e lucro. Neste caso, foram identificados caçadores e batedores cuja função é arpoar e afugentar os peixes-bois para baixo da vegetação aquática, respectivamente. Cada caçador abre um buraco no meio do matupá e permanece na canoa ao redor da clareira. Os batedores com canoas ficam posicionados na entrada do corpo d’água, e utilizam remos e varas para bater na água e manter os peixes-bois concentrados abaixo do matupá, espantados pelo barulho. Devido à vegetação compacta, o peixe-boi se desloca para respirar no local sem vegetação flutuante, permitindo ao caçador arpoá-lo. Ao finalizar a caça, o animal é puxado para cima do capim e embarcado na canoa. Os informantes alegaram a eficiência do método no que se refere ao esforço empregado (tempo) e número de peixes-bois capturados. Ao final, os animais abatidos são divididos entre os caçadores, restando aos batedores parte da carne obtida.

“A gente fazia a batção de grupo, mais ou menos uns 10, numa manhã eu já matei 17 peixe-boi”.

(SB, 59 anos)

A captura direta com malhadeira específica para o peixe-boi

Foi reportada a confecção de malhadeira específica para captura de peixes-bois adultos, utilizada apenas por caçadores profissionais da espécie. Este apetrecho é mais resistente e produzido com fio multifilamento de 3-4 mm e malha superior a 130 mm entre nós adjacentes. Os caçadores colocam a malhadeira na entrada dos igarapés, mantendo as pontas esticadas por cordas em ambas as margens. Segundo os informantes, o peixe-boi se desloca para dentro dos igarapés em busca de alimento, e no retorno se emalha, morrendo por afogamento. Devido à seletividade do apetrecho, apenas indivíduos adultos ficam emalhados. Este tipo de malhadeira pode ser utilizado para a captura de quelônios, como a tartaruga da Amazônia (*Podocnemis expansa*), outra espécie ameaçada de extinção e protegida por lei.

A dinâmica dos eventos de mortalidade do peixe-boi

Não houve relação entre a sazonalidade dos encontros de carcaças e o tipo de habitat. Para as capturas acidentais, a época de vazante na várzea (77,8%; n=7) e a época seca no lago de ria (80%; n=4) foram os períodos com maior número de eventos de mortalidade da espécie. No entanto, a distribuição sazonal dos eventos de captura direta do peixe-boi (n=184) foi marcadamente associada ao tipo de habitat. Os registros de caça do peixe-boi no lago de ria e canal do rio Purus mostraram forte relação com a época seca, 92,7% e 92,3% respectivamente. A mortalidade do peixe-boi no habitat de várzea ocorreu ao longo de todo o pulso de inundação, e apresentou distribuição com tendência bimodal, com maiores taxas de caça registrada nas fases de transição do nível do rio (enchente e vazante) ($\chi^2=15,90$, $p<0,001$, $n=130$) (Figura 16).

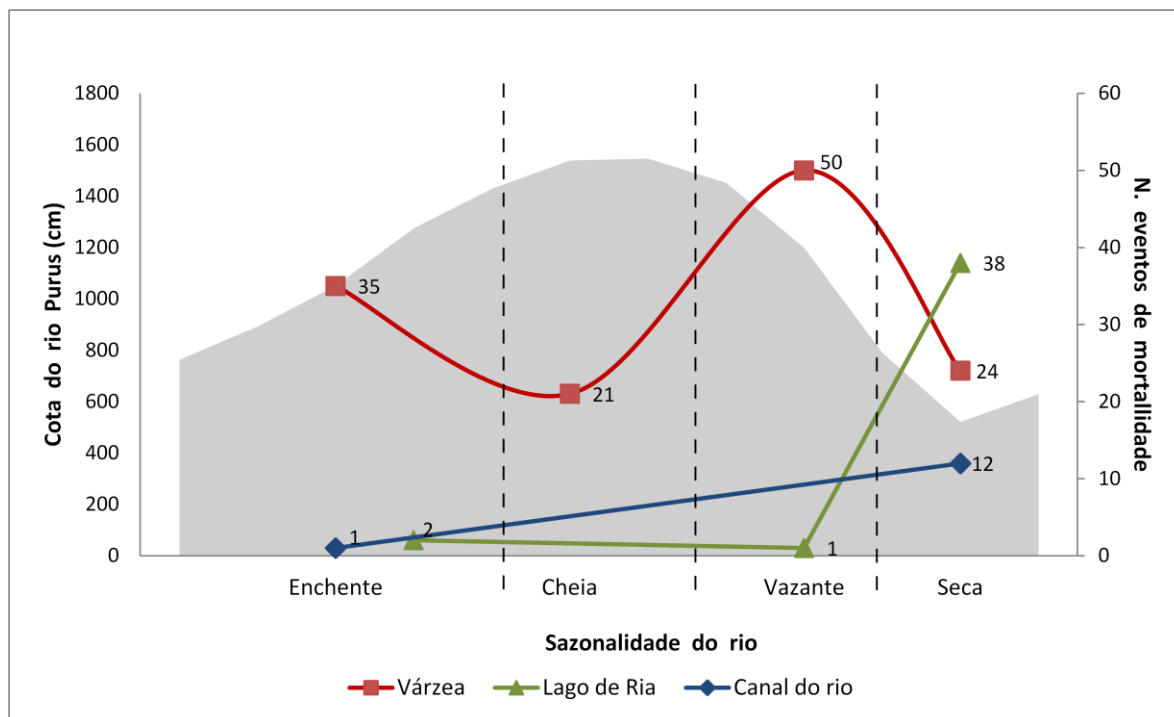


Figura 16. Distribuição sazonal das capturas diretas de peixes-bois associada aos habitats de várzea, lago de ria e canal do rio Purus. A área cinza representa a variação sazonal do nível da água.

Percepção dos entrevistados sobre a conservação do peixe-boi

Quanto à percepção dos entrevistados sobre a conservação do peixe-boi na RDS Piagaçu-Purus, 48,7% (n=19) mencionaram mudanças naturais na paisagem da região que prejudicaram a espécie, principalmente relacionadas à diminuição da profundidade em lagos e igarapés, e a redução na abundância de macrófitas aquáticas. Oito entrevistados (22%) citaram a ocorrência de predadores naturais da espécie, como o jacaré-açú (*Melanosuchus niger*), a sucurijú (*Eunectes sp.*), o poraquê (*Electrophorus electricus*) e o candiru (*Vandellia sp.*). Contudo, todos consideram a caça para comercialização da carne nas cidades vizinhas a única ameaça para a espécie.

Para 97,2% dos entrevistados, a população de peixes-bois tem aumentado nos últimos 10 anos na reserva. Além disso, os mesmos informantes citaram que o peixe-boi não está em perigo, e assim, não acreditam na possibilidade de extinção da espécie. Diante deste fato, 90% (n=35) informaram que o peixe-boi poderia ser utilizado para a alimentação de subsistência “broca” nas comunidades da reserva. Neste caso, o número de peixes-bois necessários para satisfazer cada comunidade variou entre 1-10 indivíduos por ano.

“O peixe-boi é sagaz, aqui tem muito, o que Deus coloca nunca acaba, fica difícil, mas não acaba”.

(DC, 74 anos)

Nos últimos cinco anos, 72% dos entrevistados informaram o avistamento de peixe-boi na área de estudo. Quanto à atitude dos informantes, caso encontrassem um peixe-boi emalhado vivo na rede de pesca, 23 (59%) soltariam o animal, nove (23%) soltariam um filhote, mas abateria um indivíduo adulto, e sete (18%) matariam o peixe-boi independente do tamanho. A maioria (69%) considerou a carne do peixe-boi a mais saborosa da região. Na última década, 34 (87%) entrevistados disseram ter comido carne de peixe-boi ao menos uma vez na RDS Piagaçu-Purus. Apenas três desses casos envolveram o consumo da carne de peixe-boi com procedência externa à reserva, como o município de Beruri. Quando perguntados sobre a origem dos atuais caçadores ilegais de peixe-boi na reserva, 36% mencionaram que a atividade é praticada somente por moradores externos (Figura 17).

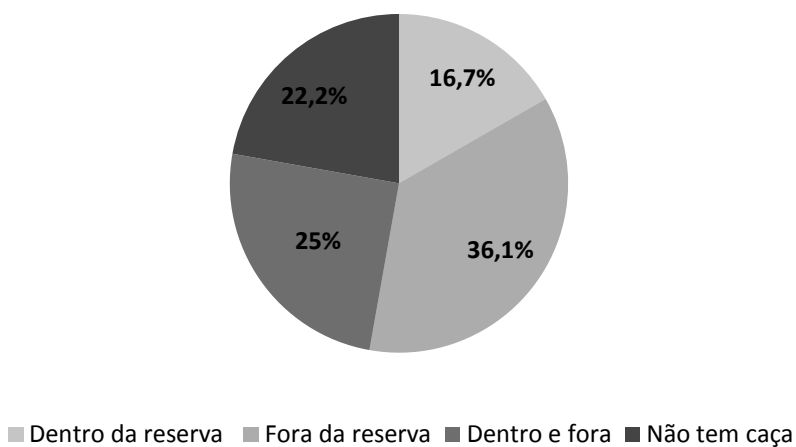


Figura 17. Origem dos atuais caçadores de peixes-bois na reserva, segundo os moradores entrevistados (n=39).

A importância do zoneamento aquático na parte norte da RDS Piagaçu-Purus, contribuindo para a conservação do peixe-boi, foi avaliada positivamente pelos entrevistados. Apenas 28% (n=11) informaram que essas regiões não contribuem para a proteção da espécie devido à baixa disponibilidade de alimento e pouca profundidade, principalmente na época seca.

Discussão

Um dos maiores desafios na pesquisa etnobiológica é avaliar a confiabilidade das respostas (Broadfoot 2000), pois entrevistas mal conduzidas podem gerar inúmeros vieses devido ao comportamento dos entrevistados em repassar informações polêmicas ou controversas, que poderiam eventualmente prejudicá-los, ou pela falta de conhecimento do entrevistador quanto à cultura local, impedindo a comunicação (Albuquerque *et al.* 2008; Ortega-Argueta *et al.* 2012).

Durante o andamento desse estudo, medidas foram tomadas para minimizar os erros de amostragem, principalmente por se tratar de estudo sobre uma espécie ameaçada de extinção. Neste caso, grande parte das informações foi obtida diretamente com pessoas envolvidas nos eventos de mortalidade, aumentando a confiabilidade dos dados. Embora os valores apresentados não representem com exatidão a mortalidade total do peixe-boi nos últimos 25 anos, uma estimativa conservadora foi utilizada para obter o número mínimo de animais mortos na área de estudo.

Causa da mortalidade

Mesmo protegido por lei desde 1967, a captura direta se mantém como principal causa de mortalidade de *Trichechus inunguis* na área de estudo, mostrando similaridade com outras regiões do Brasil (Aguilar 2007; Calvimontes 2009; Franzini *et al.* 2013), Colômbia (Orozco 2001), Peru (Reeves *et al.* 1996) e Equador (Timm *et al.* 1986). Estes resultados diferem para as demais espécies de sirênios, como o peixe-boi marinho (*T. manatus manatus*), dos quais 83,3% dos registros de mortalidade foram classificados como causa natural (encalhe de filhotes) no estado do Ceará, Nordeste do Brasil (Meirelles 2008). Na Flórida (USA), colisões com barcos motorizados continuam representando a maior causa de morte para o peixe-boi (*T. manatus latirostris*) (Ackerman *et al.* 1995; Bonde *et al.* 2012).

A captura acidental em redes de pesca foi a segunda principal causa de mortalidade do peixe-boi na região. Embora sem apresentar dados quantitativos, estes eventos têm sido documentados (Reeves *et al.* 1996; Orozco 2001; Franzini 2008), sendo esta uma ameaça atual para a espécie (Marmontel *et al.* 2012). Para o peixe-boi

marinho (*T. manatus manatus*), capturas em redes de pesca representaram a principal causa da mortalidade na Orinoquia Colômbia (Castelblanco-Martínez *et al.* 2009).

Os registros das carcaças de nove indivíduos adultos foram classificados como morte por causas indeterminadas, pois os exemplares não apresentavam sinais de emalhe ou colisão com embarcação. A mortalidade natural de sirênios está associada a diversos fatores como idade avançada, complicações durante o processo de parto, desnutrição, além de injúrias devido a toxinas e poluição química (Bonde *et al.* 2012). No baixo rio Purus, dados de contaminação ambiental por toxinas e poluentes são ausentes, dificultando avaliar seus potenciais impactos sobre o peixe-boi. A poluição das águas pode configurar uma ameaça para a espécie, conforme sugerido por Silva e Marmontel (2009), que relataram a ingestão de lixo plástico como provável *causa mortis* de um peixe-boi na RDS Mamirauá.

A elaboração de programas de monitoramento e resgate de carcaças de peixe-boi mostra-se necessários para entender as reais causas da mortalidade desses indivíduos na RDS Piagaçu-Purus. Tais registros podem identificar ameaças e fornecer oportunidades para coleta de informações sobre a população, como ocorrência de doenças, parasitas, dieta, condição reprodutiva, entre outras (Rosas 1994; Bonde *et al.* 2012).

Sexo e classe etária

O gênero dos indivíduos abatidos ou encontrados mortos é a principal lacuna de informações nos estudos de mortalidade com sirênios, devido à condição da carcaça ou esquecimento dos informantes (Mignucci-Giannoni *et al.* 2000). A proporção entre machos e fêmeas (1:1) nos relatos obtidos na RDS-PP mostrou similaridade com os resultados observados para a espécie na bacia do rio Urucú (AM) (Franzini 2008) e para o peixe-boi marinho (Ackerman *et al.* 1995; Mignucci-Giannoni *et al.* 2000).

Segundo os entrevistados, os animais caçados foram abatidos de forma oportunista. Isso contradiz os resultados de Calvimontes (2009), que mencionou que na RDS Amanã existe a preferência por fêmeas (62,7%) devido ao maior tamanho dos indivíduos. Em outras áreas da Amazônia brasileira, caçadores dizem preferir fêmeas e que as mesmas podem ser identificadas em função do movimento da cabeça ao submergir após a respiração. Fêmeas seriam preferidas por serem mais gordas, produzirem maior volume de óleo e, ainda, fornecer o feto, que também é consumido (da Silva, V.M.F. comunicação pessoal).

Nos sirênios, diferentes ameaças são reconhecidas, de acordo com a espécie, o tamanho e classe etária dos indivíduos (Ackerman *et al.* 1995). Neste estudo, o tamanho dos peixes-bois mortos mostrou relação com as diferentes categorias de mortalidade, particularmente com filhotes, mais vulneráveis ao emalramento, como sugerido por Rosas (1994) e Marmontel *et al.* (2012).

Nas capturas diretas, animais adultos foram predominantes, concordando com relatos de seletividade dos caçadores. Outros trabalhos indicaram a escolha dos caçadores por animais com tamanho superior a 10 palmos (dois metros de comprimento) (Orozco 2001; Gomez 2004; Calvimontes 2009). Contudo, a exatidão no tamanho dos animais fornecida em palmos pelos caçadores deve ser considerada, já que as dimensões do corpo humano podem variar entre diferentes regiões geográficas (Crespin e Poit 2007). Adicionalmente, os ribeirinhos medem o comprimento total do peixe-boi de forma curvilínea (Vergara-Parente 2009), que pode representar uma medição não confiável, já que esta medida é altamente dependente do estado nutricional dos indivíduos (Rosas 1994; Amaral *et al.* 2010).

Distribuição espacial

O maior número de eventos de mortalidade de *T. inunguis* no setor Caua-Cuiuanã pode refletir o tipo de habitat onde as comunidades estão localizadas. Devido à baixa ocorrência de mamíferos terrestres de grande porte na várzea, quando comparados com áreas de floresta de terra firme (Haugaasen e Peres 2005), a maior parte da proteína consumida é proveniente dos organismos aquáticos (peixes e quelônios), seguidos de primatas e aves de médio/grande porte (Valsecchi e Amaral 2009; IPI 2010), e a pressão de caça sobre o peixe-boi deve ser mais intensa. Além disso, a várzea do baixo Purus, onde se localiza o setor Caua-Cuiuanã, provê grande parte do pescado que abastece a cidade de Manaus, com intensa atividade pesqueira na região durante grande parte do ano (Batista e Petrere 2003), aumentando as chances de captura acidental do peixe-boi.

Vários estudos referem-se à várzea como principal habitat do peixe-boi (Montgomery *et al.* 1981; Best 1982), com alguns animais permanecendo nessas regiões até sete meses por ano (fevereiro a agosto) (Arraut *et al.* 2010), devido à maior disponibilidade de plantas aquáticas e semi-aquáticas (da Silva 2004; Gutierrez-Pazin *et al.* 2014). Como mencionado pelos entrevistados, os locais de maior intensidade de caça do peixe-boi coincidem com áreas de maior abundância da espécie. Os lagos de várzea

são considerados os principais locais de caça, devido à facilidade de observar vestígios de alimentação “comedias” de peixe-boi (Best 1982; Timm *et al.* 1986; Calvimontes 2009), corroborando o verificado nas áreas de várzea do rio Purus.

O número de registros de caça do peixe-boi neste estudo diminuiu com a distância do ponto de partida (comunidade), mostrando que fatores logísticos influenciam a área de atuação dos caçadores (Dunn 2004; Smith 2008). Este resultado relaciona-se com a teoria do forrageamento ótimo, um modelo de subsistência utilizado para avaliar o comportamento humano na procura, obtenção e escolha de recursos (MacArthur e Pianka 1966; Orians e Pearson 1979). No modelo proposto, têm-se a premissa que locais de forrageio diferem quanto à abundância do recurso e distância até o ponto central. Assim, é esperado que o caçador procure a melhor relação entre esforço despendido e benefício energético obtido sobre o consumo da presa (Hill *et al.* 1987; Alvard 1995; Peres 2000).

De fato, caçadores de peixe-boi na reserva Samiria (Amazônia peruana) se deslocam poucas horas da comunidade para caçar a espécie (Gomez 2004). Dados espaciais de caça sobre o dugongo (*Dugong dugon*) revelaram que a atividade é largamente restrita às proximidades de ilhas habitadas, com 83% dos registros localizados até 10 km de comunidades humanas (Grayson 2011). Esta tendência também é reportada para ambientes de floresta, onde a pressão de caça sobre mamíferos terrestres é fortemente dependente da distância do local de origem dos caçadores, com as áreas próximas às comunidades sofrendo maiores atividades de caça (Broseth e Pedersen 2000). Na RDS Piagaçu-Purus, os 213 pontos de caça mapeados pelos comunitários localizaram-se em média a 6 km da comunidade do caçador (IPI 2010).

Para os caçadores das comunidades de várzea, a maior distância percorrida para a captura do peixe-boi mostrou-se complementar às atividades de pesca comercial, que implica em embarcações mais especializadas e com autonomia para percorrer maiores distâncias até as áreas de pesca. No Peru, a caça do peixe-boi tem sido reportada como suplementar à pescaria do pirarucu (*Arapaima gigas*) (Reeves *et al.* 1996).

De outra maneira, a proximidade de “poços” junto às comunidades do lago de ria, favoreceu a captura do peixe-boi nesses locais. Contudo, o aumento na distribuição dos locais de caça na cabeceira do lago de ria pode ser reflexo da diminuição na densidade populacional da espécie próximo às comunidades, como resultado da pressão acumulada de caça (Calvimontes 2009). Neste caso, a distribuição espacial da caça, o tamanho das áreas de uso e o comportamento social das comunidades locais devem ser

considerados para avaliar a sustentabilidade desta atividade, especialmente em áreas com pressão de caça heterogênea (Novaro *et al.* 2000).

As áreas de preservação dos setores norte da RDS Piagaçu-Purus foram propostas em 2008, com objetivo de proteger a biodiversidade, atuando como fonte de recursos pesqueiros para zonas adjacentes. Entretanto, o baixo número de eventos de caça do peixe-boi nestas áreas pode indicar locais desfavoráveis para a ocorrência do peixe-boi. Estudos sobre a ocupação do peixe-boi nessas áreas devem ser realizados sistematicamente para avaliar a real importância dessas áreas para a proteção da espécie.

Distribuição temporal

O declínio marcante dos eventos de mortalidade de peixe-boi após o ano 2000 coincide com a época de criação da RDS Piagaçu-Purus, seguida de iniciativas de apoio à sustentabilidade das comunidades, como o manejo participativo do pirarucu (*Arapaima gigas*). Esta atividade incentiva a organização das comunidades e permite o diálogo entre diferentes setores, favorecendo o uso consciente dos recursos pesqueiros e a conservação da biodiversidade (Rossoni *et al.* 2013). Adicionalmente, a existência de fontes alternativas de ocupação e renda para os comunitários, como a agricultura e o seguro defeso, pode ter influenciado na redução da caça do peixe-boi na Reserva. Na RDS Amanã, a queda dos eventos de caça do peixe-boi ao longo do tempo se deu principalmente pela mudança na atividade econômica dos moradores, dos quais 90% se intitularam agricultores, abandonando a pesca comercial (Calvimontes 2009).

Além disso, campanhas educacionais feitas pelo Instituto Piagaçu (IPI), organização não governamental que participa da gestão da RDS Piagaçu-Purus, têm contribuído para mudanças positivas junto às populações no âmbito da conservação. Na localidade de Porto Nariño (Peru), resultados similares foram observados, com redução significativa da caça do peixe-boi após o início de projetos ambientais (Kendall 2001). Contudo, em áreas da RDS Piagaçu-Purus onde atuações de cunho socioambiental ainda são inexistentes, os registros de caça do peixe-boi continuam alarmantes, com centenas de indivíduos mortos nos últimos anos (Souza *et al.* 2014). Na RDS Mamirauá, Mintzer *et al.* (2015) mencionaram que a maioria dos pescadores que detinham atitudes positivas para a conservação do boto vermelho (*I. geoffrensis*), haviam sido influenciados pela participação em atividades de pesquisa e ecoturismo da Reserva.

O aumento considerável de filhotes de peixe-boi emalhadados nos últimos anos mostra-se associado ao incremento na utilização de redes de espera na Amazônia (Batista 1998). Desde 2010, aproximadamente 30% dos filhotes que chegaram ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/INPA (Manaus, Amazonas) foram capturados acidentalmente em redes de pesca (LMA dados não publicados). Entretanto, estimativas sobre a mortalidade acidental de *T. inunguis* são limitadas, com resultados inconsistentes devido à dificuldade de monitoramento sistemático (Marmontel *et al.* 2012). A mortalidade decorrente das atividades pesqueiras, mesmo que subestimada, têm sido preocupante para os animais piscívoros como golfinhos de rio (Loch *et al.* 2009; Iriarte e Marmontel 2013a) e jacarés (Peres e Carkeen 1993).

Distribuição sazonal

As frequências de mortalidade antrópica do peixe-boi na área de estudo foram fortemente associadas à sazonalidade. O pulso de inundação é um fator determinante dos processos ecológicos na Amazônia (Junk *et al.* 1989). Em resposta a mudanças sazonais, populações humanas podem alterar a composição de itens alimentares na dieta ou mudar a maneira pela qual obtêm os recursos (Kormondy e Brown 2002).

O maior número de eventos de captura acidental de peixe-boi na época de vazante corresponde ao período de alta atividade pesqueira na região, devido à diminuição do espaço aquático e facilidade de captura dos peixes (Batista 1998; Cardoso 2005). Em algumas regiões, pescadores de subsistência substituem os apetrechos tradicionais e intensificam o uso das redes (Hallwass *et al.* 2011), aumentando a probabilidade de interação com os peixes-bois nessa época. Este resultado difere do encontrado na RDS Amanã, onde não houve relação entre os eventos de captura da espécie e a sazonalidade hidrológica (Calvimontes 2009), e para o peixe-boi marinho (*T. manatus manatus*) na Orinoquia colombiana, cuja maior frequência de captura acidental ocorreu na enchente, época em que as malhadeiras são os principais apetrechos utilizados na pesca do tambaqui (*Colossoma macropomum*) (Castelblanco-Martínez *et al.* 2009). Naquela região, a época de vazante favorece a pesca com anzol, sem ocasionar interações com o peixe-boi (Castelblanco-Martínez 2004).

Os eventos de captura direta do peixe-boi foram realizados ao longo de todo o pulso de inundação do rio Purus, com maior intensidade de caça registrada na época seca (outubro e novembro), período em que a avistagem da espécie é mais frequente.

Entretanto, existe discrepância entre as informações obtidas no baixo rio Purus e outras regiões da bacia amazônica. Na RDS Amanã (Amazônia Central), a intensidade de caça foi maior no período de enchente do rio Solimões (Calvimontes 2009). Na Reserva Samiria no Peru, não foi evidenciado padrão sazonal no número de peixes-bois mortos (Gomez 2004). Estes relatos sugerem que a heterogeneidade de habitats e características sócio-demográficas de cada região podem ter influenciado os resultados (Read *et al.* 2010), dificultando a inferência sobre padrões generalizados de caça para a espécie.

A captura acidental

Uma das principais características das pescarias na Amazônia é a pesca multiespecífica, efetuada com uma diversidade de aparelhos (Petreire 1978; Barthem *et al.* 1997), onde o conhecimento empírico do pescador na escolha do apetrecho aumenta a efetividade da pesca (Freitas *et al.* 2002). No presente estudo, a malhadeira foi o apetrecho mais frequente na captura acidental do peixe-boi, e supostamente o mais utilizado nas pescarias da região, devido à maior eficácia e versatilidade, uma vez que pode ser utilizada em diferentes ambientes e épocas do ano (Batista *et al.* 2004).

O número limitado de eventos de captura acidental do peixe-boi em redes de pesca nos últimos 25 anos (0,6 capturas/ano), dificulta a identificação de tendências de captura da espécie na área de estudo; porém, esses dados podem ser maiores e preocupantes, visto que apenas 10% do total de comunidades inseridas no interior da reserva foram estudadas. Neste caso, eventos de captura acidental de *T. inunguis* devem ser monitorados e relacionados ao esforço de captura da pesca, pois o incremento desta atividade pode aumentar os índices de mortalidade da espécie. Dados históricos indicam a captura acidental em redes de emalhe como principal motivo para a redução populacional do dugongo (*D. dugon*) no Oceano Índico (Muir e Kiszka 2012). Além disso, este tipo de interação pode causar injúrias aos indivíduos e resultar em decréscimo de qualidade de vida desses organismos (Beck e Barros 1991).

A caça do peixe-boi

A caça do peixe-boi é considerada uma atividade que requer habilidades específicas. No passado existiam caçadores profissionais para toda a área de distribuição da espécie (Ferreira 1903; Pereira 1944; Domning 1981). No baixo rio Purus, esta

atividade foi historicamente documentada, e representou importante meio de obtenção de proteína e gordura animal para muitas famílias da região (Pereira 1944; Rosas *et al.* 2003). Nos dias atuais, a diminuição considerável desta prática na RDS-PP foi evidente, mas se mantém como a principal ameaça para a espécie, com eventos esporádicos de caça para fins de subsistência e o comércio ilegal da carne ainda persistindo na região. As técnicas de caça do peixe-boi com arpão não foram repassadas para as gerações recentes, mostrando tendência na diminuição dos caçadores profissionais. Na RDS Piagaçu-Purus, vale ressaltar que o arpão, apetrecho de maior letalidade para o peixe-boi, mostra-se sempre presente nas embarcações e canoas dos pescadores, com interesse elevado dos moradores jovens no aprendizado e aperfeiçoamento da técnica, buscando a participação deles nas atividades de manejo do pirarucu nessa reserva.

De outra forma, deve-se ressaltar a importância de medidas de controle da caça estabelecidas nas comunidades da área de estudo (Vieira 2013). Este sistema regulatório é criado localmente por parte dos usuários (Van Holt 2010), onde moradores compartilham, formal ou informalmente, diversas regras que regulam sua relação com a fauna local. No caso do peixe-boi, os comunitários estabeleceram regras que proíbem ou diminuem a pressão de caça sobre a espécie, obrigando os caçadores a compartilharem a carne com todos os comunitários de maneira gratuita, ou que seja vendida a um preço muito abaixo do mercado ilícito urbano. Este tipo de regra desestimula os caçadores, diminuindo a pressão de caça sobre o peixe-boi. Marmontel *et al.* (2012) sugerem que os eventos de captura direta da espécie têm diminuído lentamente pelo envelhecimento dos caçadores profissionais. Este fato foi constatado no presente estudo, onde o caçador profissional mais jovem tinha mais de 30 anos de idade.

As técnicas de caça do peixe-boi

Humanos têm utilizado mamíferos aquáticos como fonte de alimento desde tempos pré-históricos, onde registros arqueológicos mostram a existência de ferramentas e armas exclusivas para caça desse grupo de animais (Crespo e Hall 2002). Na área de estudo, o arpão continua sendo o apetrecho mais utilizado pelos ribeirinhos, principalmente para a captura do peixe-boi (Pereira 1944) e do pirarucu (*Arapaima gigas*) (Furtado 1993), e proteção contra grandes predadores aquáticos como o jacaré-açu (*Melanosuchus niger*), corroborando os relatos de caçadores de outras regiões da Amazônia (Rosas 1994; Aguilar 2007; Franzini *et al.* 2013).

No baixo rio Purus, Pereira (1944) descreveu cinco técnicas de caça de peixe-boi, todas reportadas no presente estudo. Adicionalmente, os caçadores reportaram de forma inédita a utilização de bolas de capim como estratégia de atração da espécie, confirmando que a cultura pode ser transmitida de maneira análoga à evolução biológica, com inovações dos indivíduos a partir de fontes externas e retenção seletiva de elementos culturais adaptativos (Campbell 1965). Concomitantemente, o uso de técnicas distintas de captura do peixe-boi de acordo com as mudanças sazonais reflete o conhecimento local sobre o comportamento da espécie, visto que o uso dos recursos pelos ribeirinhos envolve aprendizagem sobre a biologia dos animais (Begossi 2004), quando as diferentes estratégias de caça são utilizadas considerando o tipo de habitat e a época do ano (Ayres e Ayres 1979).

Embora o uso de rede específica para a captura de *T. inunguis* é reportado como método eficiente, que requer menos esforço, utilizado por pessoas jovens e sem experiência na caça da espécie (Gomez 2004; Marmontel *et al.* 2012), a utilização desse apetrecho na RDS Piagaçu-Purus foi realizada apenas por caçadores experientes, possivelmente devido ao elevado custo financeiro (em média R\$ 6.000,00), que dificulta o investimento na aquisição deste material pelos caçadores inexperientes.

A dinâmica dos eventos de caça do peixe-boi

Os eventos de caça do peixe-boi no canal do rio e lago de ria foram marcadamente associados à época seca. Nesse período, a diminuição do espaço aquático aumenta a vulnerabilidade dos animais, facilitando a captura direta da espécie em locais conhecidos como “poços” ou “boiadouros” (Best 1982; Calvimontes 2009; Denkinger 2010). Eventos de seca extrema, como aconteceu nos últimos anos na Amazônia, torna o peixe-boi uma presa fácil para os caçadores (Reeves *et al.* 1996; Marmontel *et al.* 2012). Durante a grande seca de 2005, aproximadamente 120 animais foram caçados na região de Coari (Marmontel 2008). Nos demais períodos do pulso de inundação, a procura da espécie nesses habitats é quase inexistente, devido à baixa probabilidade de avistagem, já que os animais adentram as áreas de igapó e igarapés. Ao mesmo tempo, durante a época de cheia do rio Purus, a pressão de caça sobre mamíferos terrestres de pequeno e médio porte aumenta nas florestas de terra firme, devido à facilidade de acesso por canoa até os locais de caça (Terra 2007), reduzindo a procura pelo peixe-boi.

A caça do peixe-boi no habitat de várzea ocorreu ao longo de todo o pulso de inundação. Entretanto, as maiores taxas de captura foram registradas nas fases de transição do nível do rio (enchente e vazante). Este resultado corrobora os registros de Best (1982), que aponta dois picos de caça do peixe-boi: o primeiro entre janeiro a março, quando os animais são vistos se alimentando em áreas rasas e recentemente inundadas dos lagos de várzea; e o segundo entre julho e agosto, quando os peixes-bois migram das áreas de alimentação (lagos de várzea) para águas profundas (lagos de ria).

Embora diversos trabalhos mencionem lagos de ria como o principal refúgio do peixe-boi na época seca (Best 1982; 1984; Arraut *et al.* 2010), na percepção dos caçadores da RDS Piagaçu-Purus, a espécie permanece ao longo de todo o pulso de inundação na várzea, sem realizar migrações para lagos de ria na seca, fator que pode determinar eventos contínuos de caça do peixe-boi neste habitat. Nesta época, os indivíduos realizam deslocamentos diários entre o canal do rio e lagos de várzea com alimento disponível (por exemplo, *Paspalum repens* e *Echinochloa polystachya*).

De outra maneira, a existência de características comportamentais específicas no uso do espaço pelo peixe-boi, em resposta às atividades humanas e mudanças no habitat, deve ser considerada no baixo rio Purus, já que o único estudo com esta abordagem foi realizado no rio Solimões (Arraut *et al.* 2010). A presença de indivíduos residentes nas populações que não realizam migração sazonal é comum, e reportada para os mamíferos aquáticos como a baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*) (Corckeron e Connor 1999) e o peixe-boi marinho (*T. manatus latisrostris*). Na costa atlântica dos Estados Unidos, Deutsch *et al.* (2003) observaram que 6% dos indivíduos de *T. manatus latisrostris* monitorados foram considerados residentes, permanecendo na mesma região ao longo de todo o ano, pelo fato de encontrar as condições adequadas para a sobrevivência. Assim, espera-se que a elevada profundidade dos lagos de várzea na época seca e a manutenção de conexões permanentes dos lagos com o canal dos rios, sejam fatores importantes para manter grupos de peixes-bois nos ambientes de várzea.

Percepção dos comunitários sobre a conservação do peixe-boi na RDS Piagaçu-Purus

A percepção dos entrevistados sobre o estado de conservação atual do peixe-boi foi quase consensual, quando 97% afirmaram que a população da espécie tem aumentado na RDS Piagaçu-Purus. Para confirmar esta tendência, relataram a baixa taxa de mortalidade da espécie, principalmente pelo declínio das atividades de caça,

decorrente da criação da reserva e empenho dos comunitários no processo de proteção da espécie. De qualquer maneira, a percepção dos moradores quanto ao aspecto de conservação do peixe-boi na reserva deve ser trabalhada com cautela, pois o pensamento de que o peixe-boi nunca vai desaparecer muitas vezes é gerado por crenças e pensamentos religiosos (Calvimontes 2009) que mostram resistência às mudanças, dificultando a elaboração de estratégias de sensibilização dos comunitários quanto à conservação da espécie. Na Reserva Samiria no Peru, 55% dos entrevistados sugeriram aumento na população de *T. inunguis* devido à diminuição da caça, mas a queda no número de avistagens nas pesquisas e a ausência do peixe-boi em áreas previamente ocupadas indicam o declínio populacional da espécie naquela região (Gomez 2004).

A proibição da caça do peixe-boi é amplamente conhecida na área de estudo, mas diante da percepção sobre o aumento populacional da espécie, 90% dos entrevistados propõem a liberação da espécie para o consumo de subsistência nas comunidades da RDS-PP, sugerindo, ainda, que o uso controlado do peixe-boi pelos comunitários pode fortalecer as estratégias de conservação da espécie na região. Contudo, a liberação do peixe-boi para consumo na reserva mostra-se um problema ecológico e social complexo, pois a lei de proteção à fauna silvestre (nº 5.197/67) torna esta proposta muito distante da realidade. A legislação atual impede o manejo para a proteção (não é permitido manejar o que é ilegal) e potencializa o declínio de espécies em função da caça constante e sem orientação (Surgik 2006). Além disso, a proibição total da caça, como preconizada na referida lei, desestimula o manejo das espécies pelas comunidades tradicionais e aumenta o comércio clandestino, tornando urgente a revisão da lei de caça brasileira para conservação da fauna (Rebelo e Pezzuti 2000).

Para algumas comunidades aborígenes na Austrália, um programa de manejo de caça do dugongo (*Dugong dugon*) foi elaborado na região. O sistema combina estimativas populacionais e monitoramento de caça, com inúmeras regras de uso, como declaração das áreas de caça e cota máxima permitida. Neste cenário, a caça sustentável da espécie se mantém conservativa, pois a população de dugongos mostra-se estável na região (Smith e Marsh 1990). Entretanto, deve-se destacar que o manejo da vida silvestre em muitas áreas da Amazônia pode ser complicado, pela carência de informações fundamentais (Rebelo 2002) e aspectos ecológicos da espécie a ser manejada. No caso do peixe-boi da Amazônia, a baixa taxa reprodutiva, com intervalo entre nascimentos de aproximadamente três anos, e a maturidade sexual tardia, que dificulta ainda mais o crescimento populacional da espécie (Best 1982; da Silva 2004;

da Silva *et al.*, 2008), torna o manejo ainda impraticável em qualquer região. Adicionalmente, os sistemas vigentes de fiscalização não são adequados para manter a coleta de dados necessários para avaliar os efeitos da caça de subsistência. No entanto, o modelo de Reserva de Desenvolvimento Sustentável, que admitem populações humanas e o uso direto dos recursos naturais, pode ser efetivo para a conservação da espécie.

Considerações finais

A identificação das principais ameaças para o peixe-boi fornece subsídios para reduzir significativamente a mortalidade da espécie e elaborar medidas estratégicas de proteção, a serem incluídas no plano de gestão da RDS Piagaçu-Purus.

O monitoramento dos eventos de caça do peixe-boi na reserva é importante para avaliar as tendências temporais desta prática ilícita na região, já que a constatação do comércio de uma espécie ameaçada, ocorrendo em uma Unidade de Conservação, reforça a necessidade de maior fiscalização e medidas de proteção, pois a demanda contínua pela carne e o bom valor de mercado podem impulsionar esta prática ilegal.

Embora as taxas de captura acidental em rede de pesca sejam subestimadas devido à abrangência geográfica limitada do estudo, têm sido importante fonte de mortalidade para a espécie. As áreas de ocorrência de emalhe devem ser identificadas e a intensidade das capturas acidentais quantificadas sistematicamente. Pesquisas neste sentido são urgentes para avaliar tendências e propor medidas mitigatórias de manejo da espécie e seus habitats, de acordo com as épocas do ano na reserva.

O número total de eventos de mortalidade da espécie mencionados, embora considerado pequenos e em atual declínio, quando comparado a outras regiões da reserva, representa uma pequena fração dessa Unidade de Conservação. Neste caso, a falta de perspectiva espacial (escala) adequada pelos ribeirinhos entrevistados parece ser uma das causas principais da visão otimista dos moradores da reserva sobre o estado populacional da espécie, e as possibilidades de uso para subsistência.

Finalmente, a efetiva conservação de *T. inunguis* necessita de conhecimento biológico e entendimento sobre o valor cultural da espécie na vida dos comunitários. O peixe-boi possui significado histórico para as comunidades ribeirinhas da região, e o seu desaparecimento pode resultar em perdas culturais locais. Apesar da pouca informação científica disponível sobre o uso de habitat pelo peixe-boi, as interações com a população local representam etapas vitais para estabelecer programas de conservação e

pesquisa com sucesso, e aplicáveis em curto prazo. A rede de cooperação e intercâmbio estabelecida neste projeto é extremamente valiosa para manter a colaboração permanente entre pesquisadores e moradores da RDS Piagaçu-Purus, afinal, a conservação do peixe-boi não pode ser resolvida exclusivamente pela legislação ou pesquisa científica, mas envolve fundamentalmente uma questão de educação.

Referências Bibliográficas

Ackerman, B.B.; Wright, S.D.; Bonde, R.K.; Odell, D.K.; Banowetz, D. J. 1995. Trends and patterns in mortality of manatees in Florida, 1974-1992. In: O'Shea, T.J.; Ackerman, B.B. & Percival, F. (Eds.). *Population Biology of the Florida Manatee*. v. 1. National Biological Service Information and Report. pp. 223-258.

Aguilar, C.V.C. 2007. *Etnoconhecimento do peixe-boi amazônico (Trichechus inunguis): Uso tradicional por ribeirinhos na Reserva Extrativista Tapajós Arapiuns e Floresta Nacional do Tapajós, Pará*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Pará, Belém, Pará. 86p.

Albuquerque, U.P.; Lucena, R.F.P.; Cunha, L.V.F.C. 2008. *Métodos e técnicas na pesquisa etnobotânica*. 2. Ed. Recife: COMUNIGRAF. 324p.

Alexiades, M.N. 1996. Collecting ethnobotanical data: An introduction to basic concepts and techniques. In: *Selected Guidelines for Ethnobotanical Research: A field manual*. M.N. Alexiades, New York: New York Botanical Gardens. pp. 53-94.

Alvard, M. 1995. Intraspecific prey Choice by Amazonian hunters. *Current Anthropology*. 36(5): 789-818.

Amaral, R.S.; da Silva, V.M.F.; Rosas, F.C.W. 2010. Body weight/length relationship and mass estimation using morphometric measurements in Amazonian manatees *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia). *Marine Biodiversity Records*, 105: 1-4.

Arraut, E.M.; Marmontel, M.; Mantovani, J.E.; Novo, E.M.L.M.; Macdonald, D.W.; Kenward, R.E. 2010. The lesser of two evils: seasonal migrations of Amazonian manatees in the Western Amazon. *Journal of Zoology*, 280: 247-256.

Ayres, J.M.; Ayres, C. 1979. Aspectos da caça no alto Rio Aripuanã. *Acta Amazonica*, 9(2): 287-298.

Ayres, M.; Ayres Jr., M.; Ayres, D.L.; Santos, A.A.S. 2007. *Bio Estat. Aplicações estatísticas nas áreas das ciências médicas*. 5.ed. Belém, Pará. 339pp.

Barletta, M.; Jaureguizar, A.J.; Baigun, C.; Fontoura, N.F.; Agostinho, A.A.; Almeida-Val, V.M.F.; . . . Corrêa, M.F.M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: A continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, 76: 2118-2176.

Barthem, R.B.; Petreire Jr., M.; Isaac, V.J.; Ribeiro, M.C.L.B.; McGrath, D.G.; Vieira, I.J.A.; Barco, M.V. 1997. A pesca na Amazônia: problemas e perspectivas para seu manejo. In: Valladares-Pádua, C.; Bodmer, R.E.; Cullen Jr., L. (org.). *Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil*. Sociedade Civil Mamirauá. MCT-CNPq, p. 173-185.

Batista, V.S. 1998. *Distribuição, dinâmica da frota e dos recursos pesqueiros da Amazônia Central*. Tese de doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas. Manaus, Amazonas, 292pp.

Batista, V.S.; Isaac, V.J.; Viana, J.P. 2004. Exploração e manejo dos recursos pesqueiros da Amazônia). In: Ruffino, M.L (Ed) *A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia*. Manaus: Ibama/ProVárzea. p. 63-151.

Batista, V.S.; Petreire JR., M. 2003. Characterization of the commercial fish production landed at Manaus, Amazonas state, Brazil. *Acta amazonica*, 33(1): 53-66.

Beck, C.A. e Barros, N.B. 1991. The impact of debris on the Florida manatee. *Marine Pollution Bulletin*. 22: 508-10.

Begossi, A. 2004. *Ecologia de pescadores da Mata Atlântica e da Amazônia*. Ed. São Paulo: HUCITEC, 232p.

Bender, M.G.; Floeter, S.R.; Hanazaki, N. 2013. Do traditional fishers recognize reef fish species declines? Shifting environmental baselines in Eastern Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 20, 58–67.

Berkes, F.; Colding, J.; Folke, C. 2000. Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management. *Ecological Applications*, 10(5): 1251–1262.

Bernard, H.R. 2006. *Research methods in anthropology: Qualitative and Quantitative approaches*. 4ed. Oxford, Altamira Press, Lanham, 803p.

Bertram, G.C.L; Bertram, C.K.R. 1973. The modern Sirenia: Their distribution and status. *Biological Journal of the Linnean Society*, 5: 297-338.

Best, R.C. 1982. Seasonal breeding in the Amazonian Manatee, *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia). *Biotropica*. 14: 76 – 78.

Best, R.C. 1984. The aquatic mammals and reptiles of the Amazon. In: Sioli, H. (Ed.). *The Amazon, Limnology and Landscape*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Hague, The Netherlands. pp. 371–412.

Bodmer, R.E. 1995. Managing Amazonian wildlife: biological correlates of game choice by detribalized hunters. *Ecological Applications*, v.5, n. 4, p.872-877.

Bodmer, R.E.; Aquino, R.; Puertas, P. 1997. Alternativas de manejo para la Reserva Nacional Pacaya-Samiria: Análisis sobre el uso sostenible de la caza. In: Fang, T.G.; Bodmer, R.E.; Aquino, R.; Valqui, M.H. (Ed.). *Manejo de fauna Silvestre en la Amazonía*. La Paz: UNAP; University of Florida; UNDP/GEF; Instituto de Ecología; OFAVIM.

Bonde, R.K. Mignucci-Giannoni, Bossart, G. 2012. Sirenian Pathology and Mortality Assessment In: Hines, E.M.; Reynolds III, J.E.; Aragonés, L.V.; Mignucci-Giannoni, A.A.; Marmontel, M. (Eds.). *Sirenian Conservation: Issues and Strategies in Developing Countries*. v. 1. University Press of Florida. pp. 148-156.

Boni, V.; Quaresma, J. 2005. Aprendendo a entrevistar: como fazer entrevistas em Ciências Sociais. *Revista Eletrônica dos Pós-Graduandos em Sociologia Política da UFSC*. v.2. 1(3): 68-80.

Broadfoot, P. 2000. Interviewing in a cross-cultural context: Some issues for comparative research. In: Pole, C.J.; Burgess, R.G. (eds), *Cross-cultural case study*. New York: Elsevier Science. pp. 53–66.

Broseth, H. e Pedersen, H.R. 2000. Hunting effort and game vulnerability studies on a small scale: a new technique combining radio-telemetry, GPS and GIS. *Journal of Applied Ecology*, 37:182–190.

Brum, S.M. 2011. *Interação dos golfinhos da Amazônia com a pesca no Médio Solimões*. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 112p.

Calvimontes, J. 2009. *Etnoconocimiento, Uso y Conservación del Manatí Amazónico Trichechus inunguis en la Reserva de Desarrollo Sostenible Amanã, Brasil*. Tesis, Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Peru. 210p.

Campbel, D.T. 1965. Variation and selective retention in socio-cultural evolution. In: Barringer, H.R.; Blanksten, G.I.; Mack, R.W. (Eds.) *Social change in developing areas: A reinterpretation of evolutionary theory*, Cambridge, Mass.: p. 19–49.

Cardoso, R.S. 2005. *A pesca comercial no município de Manicoré (Rio Madeira), Amazonas, Brasil*. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas. Manaus, AM, 140p.

Castelblanco-Martinez, D.N. 2004. *Peixe-boi Trichechus manatus manatus na Orinoquia colombiana: status de conservação e uso de hábitat na época seca*. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 119p.

Castelblanco-Martinez, D.N.; Bermudéz-Romero, A.L.; Gómez-Camelo, I.V.; Rosas, F.C.W.; Trujillo, F.; Zerda-Ordóñez, E. 2009. Seasonality of habitat use, mortality and reproduction of the vulnerable Antillean manatee *Trichechus manatus manatus* in the Orinoco River, Colombia: Implications for conservation. *Oryx*, 43(2): 235–242.

- Castetter, E.F. 1944. The domain of ethnobiology. *American Naturalist*, 78: 158-170.
- Combessie, J. 2004. *O método em sociologia: o que é, como se faz*. São Paulo: Edições Loyola. 191p.
- Corkeron, R.C.; Connor, P.J. 1999. Why do baleen whales migrate? *Marine Mammal Science*, v.15 (4): 1228-1245.
- Crespin, J. e Poit, M.L. 2007. Crescimento e Desenvolvimento Físico. In Crespin, J. e Reat, L.F.N. (Eds.) *Hebiatria: Medicina da Adolescência*. Roca. pp. 48-54.
- Crespo, E.; Hall, M. 2002. Interactions between aquatic mammals and humans in the context of ecosystem management. In Evans, G.H. e Raga, J.A. (Eds.), *Marine mammals: Biology and conservation*. New York: Kluwer Academic Plenum Publishers. pp. 463-490.
- da Silva, V.M.F. 2004. O peixe-boi da Amazônia *Trichechus inunguis* (Sirenia: Trichechidae). In: Cintra, R. (Ed.). *História Natural, ecologia e conservação de algumas espécies de plantas e animais da Amazônia*. EDUA/EDELBRA, Manaus, Amazonas. pp. 283-289.
- da Silva, V.M.F.; Best, R.C. 1996. Freshwater dolphin/fisheries interaction in the Central Amazon (Brazil). *Amazoniana* XIV(1/2): 165-175.
- da Silva, V.M.F.; Rosas, F.C.W.; Cantenhede, A.M. 2008. *Trichechus inunguis* (Natterer, 1883). In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M.; Paglia, A.P. (Eds.). *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília – DF. pp. 816-818.
- Denkinger, J. 2010. Status of the Amazonian Manatee (*Trichechus Inunguis*) in the Cuyabeno Reserve, Ecuador. *Avances* 2: B29-B34.

de Thoisy, B.; Spiegelberger, T.; Rousseau, S.; Talvy, G.; Vogel, I.; Vie, J.C. 2003. Distribution, habitat, and conservation status of the West Indian manatee *Trichechus manatus* in French Guiana. *Oryx*, 37 (4):431-436.

Deutsch, C.J.; Reid, J.P.; Bonde, R.K.; Easton, D.E.; Kochman, H.I.; O'Shea, T.J. 2003. Seasonal movements, migratory behavior and site fidelity of West Indian manatees along the Atlantic coast of the United States. *Journal of Wildlife Management*, 67: 1-77.

Domning, D.P. 1981. Distribution and status of manatee *Trichechus* spp. near mouth of the Amazon river, Brazil. *Biological Conservation*, 19: 85-97.

Domning, D.P. 1982. Commercial exploitation of manatees *Trichechus* in Brazil c. 1785-1973. *Biological Conservation*, 22: 101-126.

Drew, J.A. 2005. Use of Traditional Ecological Knowledge in Marine Conservation. *Conservation Biology*, 19(4): 1286-1293.

Dunn, M. 2004. *Re-interpreting the Impacts of Indigenous Hunting: A Participatory Geographic Analysis of Miskito Wildlife Use in Eastern Honduras*. Master thesis, Department of Geography and Environmental Studies, Carleton University, Ottawa, Canada. 181p.

Ferreira, A.R. 1903. *Memória sobre o peixe-boi e o uso que lhe dão no estado do Grão Pará*. Arch. Museu Nacional do Rio de Janeiro, 12: 169-174.

Fitzgibbon, C.D.; Mogaka, H.; Fanshawe, J.H. 2000. Threatened mammals, subsistence harvesting, and high human population densities: a recipe for disaster. In: Robinson, J.G. e Bennett, E.L. (Ed.). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, New York, USA. pp. 154–167.

Franzini, A.M. 2008. *Etnoecologia do peixe-boi da Amazônia (Trichechus inunguis) na província petrolífera de Urucu, Amazonas, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 121p.

Franzini, A.M.; Castelblanco-Martínez, D.N.; Rosas, F.C.W.; da Silva, V.M.F. 2013. What do Local People know about Amazonian manatees? Traditional Ecological Knowledge of *Trichechus inunguis* in the Oil Province of Urucu, AM, Brazil. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 11(1): 75-80.

Freitas, C.E.C.; Batista, V.S.; Inhamuns, A.J. 2002. Strategies of the small-scale fisheries on the Central Amazon floodplain. *Acta Amazon*, 32 (1): 101-108.

Furtado, L. 1993. *Pescadores do rio Amazonas: Um estudo antropológico da pesca ribeirinha numa área amazônica*. Coleção Eduardo Galvão. Belém. 486p.

Gadgil, M.; Berkes, F.; Folke, C. 1993. Indigenous knowledge for biodiversity conservation. *Ambio*, 22: 151-156.

Gerhardinger, L.C.; Godoy, E.A.S.; Jones, P.J.S. 2009. Local ecological knowledge and the management of marine protected areas in Brazil. *Ocean and Coastal Management*, 52, 154–165.

Gomez, J.A.U. 2004. *Amazonian manatee (Trichechus inunguis) conservation in the Pacaya Samiria National Reserve, Peru: Implications for protected area management*. Master degree. University of Kent at Canterbury. 77p.

Grayson, J. 2011. *Characteristics of traditional Dugong and Green turtle fisheries in Torres Strait: Opportunities for management*. PhD Thesis, James Cook University. 319p.

Guterres-Pazin, M.G.; Marmontel, M.; Rosas, F.C.W.; Pazin, V.F.V.; Venticinque, E.M. 2014. Feeding Ecology of the Amazonian Manatee (*Trichechus inunguis*) in the Mamirauá and Amanã Sustainable Development Reserves, Brazil. *Aquatic Mammals*, 40(2), 139-149.

Hallwass, G.; Lopes, P.; Juras, A.; Silvano, R. 2011. Fishing effort and catch composition of urban market and rural villages in Brazilian Amazon. *Environmental Management*. 47: 188–200.

Haugaasen, T. e Peres, C.A. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology*, 21:133–145.

Hill, K.; Kaplan, H.; Hawkes, K.; Hurtado, A. 1987. Foraging decisions among Ache hunter-gatherers. New data and implications for optimal foraging models. *Ethnology and Sociobiology*, 8:8-36.

Huntington, H.P. 2000. Using Traditional Ecological Knowledge in Science: Methods and Applications. *Ecological Applications*, 10(5): 1270-1274.

ICMBio, 2014. *Lista Nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção*. Portaria ICMBio n.444, de 17 de dezembro de 2014.

IPI, 2010. *Plano de Gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus*. Centro Estadual de Unidades de Conservação do Estado do Amazonas, Manaus. 326p.

Iriarte, V. e Marmontel, M. 2013a. River Dolphin (*Inia geoffrensis*, *Sotalia fluviatilis*) Mortality Events Attributed to Artisanal Fisheries in the Western Brazilian Amazon. *Aquatic Mammals*, 39(2): 116-124.

IUCN, 2008. IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: (<http://www.iucnredlist.org>). Acesso em 10 de junho de 2015.

Junk, W.J. 1983. Ecology of swamps on the middle Amazon. In: Gore, A.J.P. (Ed). *Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. Regional Studies*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, Netherlands, p.269-294.

Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106: 110-127.

Junk, W.J.; Piedade M.T.F. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: Junk W.J. (Ed). *The central Amazon floodplain: ecology of a pulsating system*. Ecological Studies 126, Springer, Berlin/Heidelberg/New York, p.147-185.

Kendall, S. 2001. Distribution and conservation of the Amazonian manatee (*Trichechus inunguis*) in the area of Puerto Narino, Colombia. *Informe Final, Fauna & Flora International*.

Kormondy, E.J. e Brown, D.E. 2002. *Ecologia Humana*. Ed Atheneu, São Paulo, 503p.

Lambert, S.D. e Loiselle, C.G. 2008. Combining individual interviews and focus groups to enhance data richness. *Journal of Advanced Nursing*, 62: 228–237.

Levi, T.; Shepard Jr., G.H.; Ohl-Schacherer, J.; Peres, C.A.; Yu, D.W. 2009. Modelling the long-term sustainability of indigenous hunting in Manu National Park, Peru: landscape-scale management implications for Amazonia. *Journal of Applied Ecology*, 46, 804–814.

Lima, D.S.; Marmontel, M.; Bernard, E. 2014. Conflicts Between Humans and Giant Otters (*Pteronura Brasiliensis*) in Amanã Reserve, Brazilian Amazonia. *Revista Ambiente & Sociedade*, N. 2 v. 17:127-142.

Loch, C.; Marmontel, M.; Simões-Lopes, P.C. 2009. Conflicts with fisheries and intentional killing of freshwater dolphins (Cetacea: Odontoceti) in the western Brazilian Amazon. *Biodiversity Conservation* 18:3979–3988.

MacArthur, R. e Pianka, E. 1966. On optimal use in a patchy environment. *American Naturalist*. 10: 603-609.

Marcano, L.C.; Venticinque, E.; Albernaz, A.L.K.M. 2003. Avaliação Preliminar da Situação Sócio-Econômica dos Moradores do Baixo Purus. IN: Deus, C.P.; Da Silveira, R.; Py - Daniel, L.H.R. (Eds.). *Piagaçu-Purus: Bases Científicas para a criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável*. Manaus: IDSM. 2003. pp. 13-24.

Marmontel, M. 2008. *Trichechus inunguis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.1. <www.iucnredlist.org>. Download em 18 de junho de 2015.

Marmontel, M.; Rosas, F.C.W.; Kendall, S. 2012. The Amazonian Manatee. In: Hines, E.M.; Reynolds III, J.E.; Aragonés, L.V.; Mignucci-Giannoni, A.A.; Marmontel, M.

(Eds.). *Sirenian Conservation: Issues and Strategies in Developing Countries*. v. 1. University Press of Florida. pp. 47-53.

Mayaka, T.B.; Awah, H.C.; Ajonina, G. 2013. Conservation status of manatee (*Trichechus senegalensis* Link 1795) in Lower Sanaga Basin, Cameroon: An ethnobiological assessment. *Tropical Conservation Science*. 6(4): 521-538.

Meirelles, A.C.O. 2008. Mortality of the Antillean manatee, *Trichechus manatus manatus*, in Ceará State, North-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association*, 88(6), 1133–1137.

Mignucci-Giannoni, A.; Montoya-Ospina, R.A.; Jiménez-Marrero, N.M., Rodríguez-López, M.A.; Jr. Williams, E.H.; Bonde, R.K. 2000. Manatee mortality in Puerto Rico. *Environmental Management*. 25, 189–198.

Mintzer, V.J.; Schmink, M.; Lorenzen, K.; Frazer, T.K.; Martin, A.R.; da Silva, V.M.F. 2015. Attitudes and behaviors toward Amazon River dolphins (*Inia geoffrensis*) in a sustainable use protected area. *Biodiversity and Conservation*, v. 24, p. 247-269.

Montgomery, G.; Best, R.; Yamakoshi, M. 1981. A Radio-Traking Study of the Amazonian Manatee, *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia). *Biotropica*, 13(2): 81-85.

Muir, C.E.; Kiszka, J. 2012. Eastern African dugongs. In: Hines, E.; Reynolds, J.; Aragonés, L.; Mignucci, T.; Marmontel, M. (Eds.). *Sirenian Conservation: Issues and Strategies in Developing Countries*. University Press of Florida, USA. pp. 84-90.

Novaro, A.J.; Redford, K.H.; Bodmer, R.E. 2000. Effect of hunting in source-sink systems in the neotropics. *Conservation Biology*, 14 (3).713-721.

Ohl-Schacherer, J.; Shepard Jr., G.H.; Kaplan, H.; Peres, C.A.; Levi, T.; Yu, D.W. 2007. The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park, Peru. *Conservation Biology*. 21(5):1174-85.

Orians, G.H.; Pearson, N.E. 1979. On the theory of central place foraging. In: (eds) Kamil, A.C. e Sargent, T.D. *Analysis of Ecological Systems*. Ohio State Univ. Press, Columbus, USA. Pp. 154-177.

Orozco, D. 2001. *Manatí Trichechus inunguis: Caza, percepción y conocimiento de las comunidades del Municipio de Puerto Nariño, Amazonas*. Tesis de grado, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colômbia. 110p.

Ortega-Argueta, A.; Hines, E.M.; Calvimontes, J. 2012. Using interviews in Sirenian Research. In: Hines, E.M.; Reynolds III, J.E.; Aragonés, L.V.; Mignucci-Giannoni, A.A.; Marmontel, M. (Eds.). *Sirenian Conservation: Issues and Strategies in Developing Countries*. v. 1. University Press of Florida. pp. 109-115.

Pereira, M.N. 1944. *O peixe-boi da Amazônia*. Boletim do Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro, 33: 21-95.

Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conserv. Biol.* 14:240–253.

Peres, C.A.; Carkeek, A.M. 1993. How caimans protect fish stocks in western Brazilian Amazonia – a case for maintaining the ban on caiman hunting. *Orix*, v.27, n. 4.

Petrere Jr., M. 1978. Pesca e esforço de pesca no Estado do Amazonas. Esforço e captura por unidade de esforço. *Acta Amazonica*. Manaus, 8 (3): 439-454.

Rajamani, L. 2013. Using community knowledge in data-deficient regions: conserving the Vulnerable dugong *Dugong dugon* in the Sulu Sea, Malaysia. *Oryx*: 47: 173-176.

Read, J.M.; Fragoso, J.M.V.; Silvius, K.M. 2010. Space, Place, and Hunting Patterns among Indigenous Peoples of the Guyanese Rupununi Region. *Journal of Latin American Geography*, v 9 (3):213-243.

Rebello, G.H. 2002. *Quelônios, Jacarés e Ribeirinhos no Parque Nacional do Jaú (AM)*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 156p.

Rebelo, G.; Pezzuti, J. 2000. Percepções sobre o consumo de quelônios na Amazônia: Sustentabilidade e alternativas ao manejo atual. *Ambiente e Sociedade*, 6: 85-104.

Redford, K.H.; Robinson, J.G. 1991. Subsistence and Commercial Use of Wildlife. In: Robinson, J.G.; Redford, K.H. (Orgs.). *Neotropical wildlife use and conservation*. Chicago: The University of Chicago press. pp. 6-24.

Reeves, R.; Leatherwood, S.; Jefferson, T.; Curry, B.; Henningsen, T. 1996. Amazonian Manatee, *Trichechus inunguis*, in Peru: Distribution, Exploitation, and Conservation Status. *Interciencia*, 21:246-254.

Reeves, R.R.; Smith, B.D.; Crespo, E.A.; di Sciara, G.N. 2003. *Dolphins, whales and porpoises: 2002-2010 conservation action plan for the world's cetaceans*. Cambridge, UK: International Union for Conservation of Nature/Species Survival Committee. 139 pp.

Rosas, F.C.W. 1994. Biology, conservation and status of the Amazonian manatee *Trichechus inunguis*. *Mammal Review*. 24(2): 49-59.

Rosas, F.C.W.; Pimentel, T.L. 2001. Order Sirenia (Manatees, Dugongs, Sea Cows. In: Fowler, M.E & Cubas, Z.S. (Eds.). *Biology, medicine and surgery of South American wild animals*. Iowa State University Press. pp. 352-362.

Rosas, F.C.W.; Sousa-Lima, R.S.; da Silva, V.M.F. 2003. Avaliação preliminar dos mamíferos do baixo rio Purus. In: Deus, C.P.; da Silveira, R.; Py-Daniel, L.H.R. (Eds). *Piagaçu-Purus: bases científicas para a criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável*. IDSM. Manaus. p. 49-60.

Rosas-Ribeiro, P.F.; Fernando Rosas, F.C.W.; Zuanon, J. 2012. Conflict between Fishermen and Giant Otters *Pteronura brasiliensis* in Western Brazilian Amazon *Biotropica*, 44(3): 437-444.

Rossoni, F.; Carvalho, F.; Fink, M.G.; Brum, S. 2013. Resultados do manejo participativo de pirarucu na RDS Piagaçu-Purus (RDS-PP), baixo rio Purus, Amazonas. *10º Simpósio sobre Conservação e Manejo Participativo na Amazônia, Tefé, AM.* p. 38-39.

Silva, A.B.; Marmontel, M. 2009. Ingestão de lixo plástico como provável causa mortis de peixe-boi amazônico (*Trichechus inunguis* Natterer, 1883). *Uakari*, v.5, n.1, p.105-112.

Silva, M.N.F.; Shepard Jr., G.H.; Yu, D.W. 2005. Conservation Implications of Primate Hunting Practices Among the Matsigenka of Manu National Park. *Neotropical Primates*, 13(2): 31-36.

Smith, A.; Marsh, H. 1990. Management of Traditional Hunting of Dugongs *Dugong dugon* (Muller 1776) in the Northern Great Barrier Reef, Australia. *Environmental Management*, v.14 (1): 47-55.

Smith, D.A. 2008. The spatial patterns of indigenous wildlife use in western Panama: Implications for conservation management. *Biological Conservation* 141(4): 925-937.

Souza, D.A.; da Silva, V.M.F.; Silva, J.C.; Muhlen, E.; Antunes, A.P.; Cardoso, F.C. 2014. Conservation prospects for the Amazonian manatee in the lower Purus River, Central Amazon, Brazil. *Newsletter of the IUCN Sirenia Specialist Group*, SIRENEWS n.62. p. 6-8.

Surgik, A.C.S. 2006. *Efeito das leis conservacionistas sobre a biota, os recursos hídricos e a população humana da área proposta para a APA de Alter do Chão, Santarém, PA.* Tese de Doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. 136p.

Terra, A.K. 2007. *A caça de subsistência na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus e na Terra Indígena Lago Ayapuá, Amazônia Central, Brasil.* Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 81p.

Timm, R.M.; Albuja, L.; Clauson, B.L. 1986. Ecology, distribution, harvest and conservation of the Amazonian manatee *Trichechus inunguis* in Ecuador. *Biotropica*, 18(2): 150-156.

Valsecchi, J. e Amaral, P.V. 2009. Perfil da caça e dos caçadores na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazonas – Brasil. *Uakari*, v.5, n.2, p.33-48.

Van Holt, T.; Townsend, W.R.; Cronkleton, P. 2010. Assessing local knowledge of game abundance and persistence of hunting livelihoods in the Bolivian Amazon using consensus analysis. *Human Ecology*, 38(6): 791-801.

Vergara-Parente, J.E. 2009. *Estimativa de idade e crescimento de sirênios no Brasil*. Tese de doutorado. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 69p.

Verissimo, J. 1895. *A pesca na Amazônia*. 1. ed. Belém: Universidade Federal do Pará. 130p.

Vieira, M.A.R.M. 2013. *Influências dos sistemas de manejo formal e informal na atividade de caça de subsistência na RDS Piagaçu-Purus, AM*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 99p.

Vietler, R.B. 2002. Métodos antropológicos como ferramentas para estudos em etnobiologia e etnoecologia. In: Amorozo, M.C.M; Ming, L.C.; Silva, S.M.P. *Métodos de coleta e análise de dados em etnobiologia, etnoecologia e disciplinas correlatas*. Rio Claro: UNESP/ CNPq. p 11- 29.

Zapata-Ríos, G.; Urgilés, C.; Suárez, E. 2009. Mammal hunting by the Shuar of the Ecuadorian Amazon: is it sustainable? *Oryx*, 43(3), 375–385.

Wilson, D.C.; Raakjar, J.; Degnbol, P. 2006. Local ecological knowledge and practical fisheries management in the tropics: a policy brief. *Marine Policy*, 30, 794–801.

CAPITULO 2

Discreto, porém detectável: Ocupação do peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*) em lagos de várzea e lago de ria na RDS Piagaçu-Purus, Amazonas, Brasil.

Discreto, porém detectável: Ocupação do peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*) em lagos de várzea e lago de ria na RDS Piagaçu-Purus, Amazonas, Brasil

Resumo

Estudos sobre o uso do habitat das espécies fornecem informações importantes para melhorar o entendimento sobre sua ecologia, distribuição e dinâmica populacional, otimizando o planejamento de estratégias de conservação. O peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*) é o único sirênio exclusivo de água doce e uma das espécies menos conhecidas, devido ao comportamento críptico que dificulta a visualização dos indivíduos na natureza. Neste estudo, utilizaram-se dados de amostragem de presença/ausência em análise com modelos hierárquicos que consideram a detecção imperfeita e fatores ambientais associados, para estimar a ocupação e detecção de *T. inunguis* na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, Amazonas. A coleta de dados consistiu em visitas mensais (11 dias/visita) a 17 pontos de amostragem em um lago de ria e 16 pontos em lagos de várzea, entre agosto e novembro de 2014, correspondente à época de vazante/seca do rio Purus. Em 265 horas de esforço de observação, foram registradas 91 evidências da presença do peixe-boi. A probabilidade de detecção de *T. inunguis* foi positivamente relacionada com a cobertura de macrófitas. Contrariamente a nossa hipótese, as mais altas estimativas de ocupação da espécie ocorreram em pontos amostrais próximos a comunidades humanas, que pode estar relacionado à maior conexão destas áreas com corpos d'água permanentes e a proximidade com a calha principal do rio Purus. Os resultados apontam que os impactos gerados pelos moradores das comunidades estudadas, como a pesca comercial e de subsistência, e o trânsito de embarcações, aparentemente, não vêm interferindo na ocupação da espécie. Ainda, a utilização de métodos combinados de obtenção de registros diretos e indiretos da presença da espécie aumentou a precisão das estimativas de ocupação. As informações obtidas neste estudo podem subsidiar futuros esforços de monitoramento do peixe-boi na região, utilizando estes resultados como linha de base para avaliar tendências demográficas da espécie em longo prazo.

Palavras chave: unidade de conservação, detecção, software PRESENCE, sirenia

Discreet but detectable: Occupation of Amazonian manatee (*Trichechus inunguis*) in floodplain and ria lakes in the Piagaçu-Purus Sustainable Development Reserve, Amazonas, Brazil

Abstract

Studies on habitat use of species provide important information for better understanding of their ecology, distribution and population dynamics, optimizing the planning of strategies for conservation. The Amazonian manatee (*Trichechus inunguis*) is the only exclusive freshwater and one of the least known sirenian species due to its cryptic behavior, which makes the visualization of individuals in the wild more difficult. In this study were used information on presence/absence analyzed with hierarchical models based on imperfect detection and environmental factors associated to estimate the occupancy and detection of the *T. inunguis* in the Piagaçu-Purus Sustainable Development Reserve, Amazon state, Brazil. Data collection consisted of monthly visits (11 days/visit) to 17 sample points in a ria lakes and 16 points in floodplain lakes, between August and November 2014, which corresponds to the Purus River low water season. Within 265 hours of observation effort, 91 evidences of the manatee presence were recorded. The detection probability of *T. inunguis* was positively related with the macrophyte coverage. Contrary to our initial hypothesis, the species highest occupancy estimates occurred at sampling points closer to human communities, possibly related to greater connection of this region with permanent water bodies and the proximity to the Purus river main channel. Apparently, the results show that generated impacts by residents of the studied communities, such as subsistence and commercial fishing, and transit of vessels, are not interfering in manatee occupation. Furthermore, the combined use of direct and indirect methods increased placement accuracy of the estimates. The information obtained in this study may support future manatee monitoring effort in the area, using the results as a baseline to assess the long-term population trends of the species.

Key words: conservation unit, detection, PRESENCE software, sirenia

Introdução

A crescente pressão das atividades humanas sobre os ambientes e recursos naturais continua a superar os esforços de conservação da biodiversidade (Rondidini *et al.* 2011). Nos últimos anos, populações de muitas espécies foram submetidas a intensos declínios, e muitos habitats sofreram perdas irreversíveis devido a atividades antropogênicas (Hoffmann *et al.* 2010). Assim, a compreensão sobre a ocorrência, distribuição e dinâmica populacional das espécies, aliada à identificação de componentes do habitat em diferentes escalas espaciais, são fundamentais para elaborar planos efetivos de manejo das populações (Yoccoz *et al.* 2001; Rushton *et al.* 2004; Acevedo-Gutiérrez 2009). Entretanto, tais abordagens muitas vezes são onerosas ou até mesmo impraticáveis, devido ao esforço logístico e dificuldade de detecção dos indivíduos das espécies-alvo (Pollock *et al.* 2002; Thompson 2004; Sewell *et al.* 2012).

Nas últimas décadas, informações de presença/ausência e estimativas de densidade e abundância de diferentes espécies vêm sendo utilizadas para elaborar modelos preditivos e avaliar o resultado de programas de monitoramento das populações (Mackenzie *et al.* 2002; Issaris *et al.* 2012). O problema relacionado a estas estimativas envolve a detecção imperfeita (Mackenzie *et al.* 2002; Guillera-Aroita *et al.* 2010), na qual os métodos de amostragem raramente detectam todos os animais presentes na unidade amostral pesquisada (Royle e Nichols 2003). Neste caso, não encontrar um indivíduo da espécie em determinada área amostral pode representar falsa ausência, nos casos em que a espécie estava presente, porém não foi detectada (Mackenzie e Kendall 2002; Luiselli 2006).

De acordo com Mackenzie *et al.* (2002), embora métodos utilizados para avaliar a probabilidade de detecção ou área de ocupação das espécies sejam recentes, estudos com esta abordagem têm recebido pouca atenção, sendo particularmente importante considerá-la em pesquisa com espécies raras ou crípticas (Mackenzie 2005; Luiselli 2006; Issaris *et al.* 2012). A ocupação, definida como a proporção de locais ou unidades amostrais ocupadas por uma espécie focal, tem sido utilizada em estudos ecológicos atuais de metapopulação e programas de monitoramento da vida silvestre, sendo visto como alternativa de baixo-custo para estimativas viáveis de tendências populacionais das espécies em larga escala (MacKenzie *et al.* 2006; Royle e Nichols 2003; Bayley *et al.* 2004; Guillera-Aroita *et al.* 2010).

O modelo de ocupação envolve múltiplas visitas a cada área amostral, e estima a probabilidade da espécie estar presente num ponto amostral, quando ela não foi detectada. Este tipo de modelo considera algumas variáveis ambientais preditivas no processo de modelagem, as quais podem influenciar tanto a probabilidade de ocupação como a de detecção (Mackenzie *et al.* 2002). Neste caso, a modelagem de ocupação exige premissas a serem cumpridas, como (1) o estado de ocupação dos locais não muda durante o período de amostragem; (2) a probabilidade de ocupação e detecção da espécie é igual em todos os locais, ou pode ser modelada com covariáveis do local; e (3) a detecção da espécie em cada ponto amostral é independente das detecções feitas nas amostragens anteriores (Mackenzie *et al.* 2006).

Nos últimos anos, estimativas de ocupação têm sido incorporadas aos estudos com mamíferos aquáticos, colaborando nas decisões de manejo de mustelídeos (Perinchery *et al.* 2011), cetáceos (Bashir *et al.* 2012) e sirênios (D'Souza *et al.* 2013). Para o peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*), único sirênio exclusivamente de água doce, embora diversos estudos tenham sido realizados na natureza, abordando aspectos de sua ecologia alimentar (Guterrez-Pazin *et al.* 2014), e distribuição e movimentação dos indivíduos (Montgomery *et al.* 1981; Timm *et al.* 1986; Arraut *et al.* 2010), existe uma lacuna de informação básica sobre os fatores que influenciam o uso do habitat da espécie, que dificulta a elaboração de estratégias de conservação, principalmente nas áreas com pressão de caça histórica, como o baixo rio Purus.

A escassez de informações sobre *T. inunguis* se dá em parte em função da dimensão e complexidade da região amazônica, e a turbidez dos rios, que dificultam a observação dos indivíduos no ambiente natural (Rosas 1994). Além disso, espécies crípticas e pouco sociais como o peixe-boi da Amazônia são particularmente difíceis de estudar na natureza, pois permanece a maior parte do tempo embaixo d'água (Gallivan e Best 1980), expondo brevemente a ponta do focinho ao respirar na superfície (Gonzalez-Socoloske *et al.* 2009). Estes fatores tornam os estudos um real desafio (Marsh *et al.* 1986; Marmontel *et al.* 2012), com a maior parte do conhecimento sobre a espécie baseada em observações empíricas (Timm *et al.* 1986), avistagens ocasionais e oportunísticas (Reeves *et al.* 1996; Denkinjer 2010) ou amostragens pequenas e sem padronização de esforço (Gomez 2004; Rojas 2009).

Apesar da quantidade significativa de métodos diretos e indiretos disponíveis para amostragem da espécie, como transectos de barco ou em terra para registros visuais, radiotelemetria, sonares, busca por fezes e sinais de alimentação (Aragones *et*

al. 2012), os resultados são frequentemente apresentados como índices de esforço e abundância, sem fornecer dados de monitoramento confiáveis. Assim, os dados de presença e ausência de *T. inunguis*, quando obtidos por meio de amostragens espaciais e temporais sistemáticas, podem ser analisados eficazmente com modelos de ocupação. Além disso, os métodos de amostragem podem diferir na efetividade de detectar a espécie (Bailey *et al.* 2004) e, neste caso, a maior probabilidade de detecção significa menor número de pesquisas necessárias para se obter uma boa precisão para o estimador de ocupação (Mackenzie e Royle 2005).

O presente estudo foi realizado em uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável na Amazônia Central brasileira. Esta categoria de Reserva representa uma tentativa do governo de conciliar o modo de vida das populações humanas residentes com o uso de recursos e manutenção da diversidade biológica (MMA 2000; Peres 2011). Para atingir esse objetivo, é importante compreender o uso do habitat das espécies para propor estratégias de conservação adequadas (Davis *et al.* 2011), minimizando os efeitos das atividades antrópicas sobre as populações naturais. Sendo assim, utilizando modelos de ocupação, este estudo teve como objetivo 1) estimar a taxa de ocupação e a probabilidade de detecção do peixe-boi em lagos de várzea e de ria na RDS Piagaçu-Purus, 2) avaliar a influência de variáveis ambientais sobre a ocupação e detecção da espécie, e 3) comparar a eficácia dos métodos de busca ativa e transectos nas estimativas de ocupação do habitat pelo peixe-boi. Nossas hipóteses iniciais foram, respectivamente: 1) as taxas de ocupação do peixe-boi são maiores em locais mais distantes das comunidades, 2) a maior profundidade aumenta a probabilidade de detecção da espécie, e 3) a utilização de métodos diretos e indiretos de amostragem combinados aumenta a precisão das estimativas de ocupação do peixe-boi.

Material e Métodos

Para detalhes sobre as características da região de estudo, vide a seção **Área de Estudo** na apresentação da dissertação. Este estudo foi aprovado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade / ICMBio (Autorização SISBIO n. 42936-1) e pelo Centro Estadual de Unidades de Conservação do estado do Amazonas – CEUC/SDS (Autorização n.85/2013).

Coleta de dados

O estudo foi conduzido em lagos de várzea dos setores Caua-Cuiuanã e Itapurú, e na cabeceira do lago de ria do setor Ayapuá, ambientes localizados na parte norte da RDS Piagaçu-Purus (Figura 1). A coleta de dados consistiu em visitas repetidas a 33 pontos de amostragem ao longo do período de estiagem do rio Purus, entre agosto e novembro de 2014, totalizando 2.200 km de deslocamentos distribuídos em 44 dias de campo (11 dias/visita). Cada ponto foi amostrado com intervalo aproximado de três semanas entre as visitas. Dezesesseis pontos foram amostrados na várzea (seis lagos de preservação e 10 lagos de uso) e 17 pontos (denominados “poços”) na área de uso do lago de ria (Figura 1). Desde 2008, as regiões da área de estudo foram classificadas em *áreas de preservação*, criadas para proteger os recursos naturais da reserva, não sendo permitida qualquer atividade humana além da pesquisa, e *áreas de uso*, onde a pesca para o comércio e subsistência é autorizada para o sustento das famílias (IPI 2010).

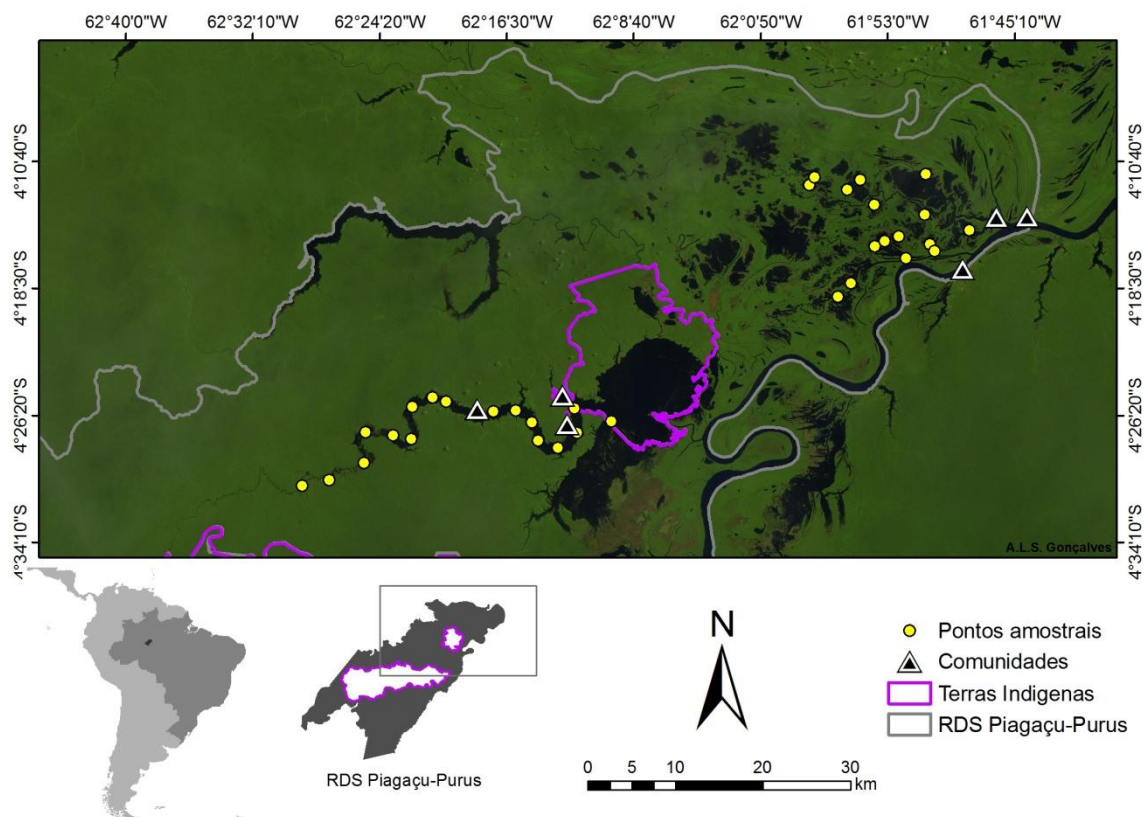


Figura 1. Mapa da área de estudo, com a localização dos pontos de amostragem na várzea (canto superior direito) e lago de ria (canto inferior esquerdo), e comunidades próximas da área de amostragem - setor norte da RDS Piagaçu-Purus.

A distribuição espacial dos pontos foi realizada por sorteio, considerando restrições logísticas na tentativa de amostrar pontos independentes. Para minimizar as chances de autocorrelação espacial (diminuir a probabilidade de detectar um mesmo indivíduo em dois pontos adjacentes durante a mesma amostragem), e evitar conclusões incorretas sobre a importância das variáveis determinantes na ocupação da espécie, foi imposto espaçamento mínimo aproximado de 3 km entre os locais, assumindo que o movimento diário máximo para *T. inunguis* é 2,6 km (Montgomery *et al.* 1981).

As amostragens foram realizadas ao longo do dia (06:00h às 18:00h) a remo, em canoa de madeira ou bote de alumínio de quatro metros de comprimento, possibilitando a visita diária a três ou quatro pontos. A coleta dos dados foi realizada pelo autor, sempre com auxílio de um observador experiente (ex-caçador de peixe-boi) com amplo conhecimento da área de estudo. Neste caso, assumiu-se que o tipo de embarcação e a aptidão dos observadores foram homogêneos, sem interferir na qualidade de detecção da espécie ao longo das amostragens.

Para registrar a presença/ausência do peixe-boi foram utilizados dois métodos de amostragem: busca ativa para avistagem da espécie (evidência direta) e transecto em busca de vestígios (evidência indireta) (Aragones *et al.* 2012). Durante as visitas, cada método foi utilizado durante uma hora em cada ponto amostral, em velocidade constante menor que 5 km/h e mantendo silêncio absoluto para evitar a fuga dos animais. Para cada registro de presença do peixe-boi, foi anotado o método de amostragem, data, hora e a posição geográfica (com uso de GPS).

Para cada local de amostragem foram estabelecidas rotas de observação para busca ativa dos indivíduos. Dois observadores foram posicionados em direções opostas na embarcação (um na proa e o outro na popa), tentando abranger a maior área de visão possível. As avistagens foram feitas a olho nu, quando o peixe-boi sobe à superfície para respirar, expondo o focinho e às vezes a região dorsal (Figura 2).

O peixe-boi possui baixa frequência respiratória e a capacidade de realizar mergulhos de até 10 minutos (Gallivan e Best 1980). Assim, os intervalos de tempo de respiração e a distribuição espacial dos indivíduos foram considerados nas avistagens, na tentativa de estimar o número mínimo de animais em cada local.

Para localização das evidências indiretas de ocorrência do peixe-boi, tais como vestígios de alimentação (“comedias”), fezes e sinais acústicos da espécie (vocalizações e sons de mastigação), foram realizados transectos percorrendo paralelamente as margens dos lagos e poços da área de estudo (Figura 3).



Figura 2. Método de busca ativa para registro de evidência direta do peixe-boi.



Figura 3. Método de transecto na margem para registro de evidências indiretas como “comedia” do peixe-boi.

Os sinais de alimentação do peixe-boi em folhas e talos de plantas flutuantes são diferenciados de outras espécies (por exemplo, quelônios) e facilmente distinguíveis pelos observadores, e apenas “comedia” recentes (<2 dias) foram anotadas. Esta

restrição foi motivada para se ajustar temporalmente as visitas mensais na área de estudo. As espécies vegetais consumidas pelo peixe-boi foram identificadas em campo com auxílio de literatura (Guterrez *et al.* 2008).

Paralelamente, um hidrofone (Ocean ear mini, HIGH TECH, Inc., EUA) foi mantido na água durante os transectos para detectar sinais acústicos da espécie (Sousa-Lima *et al.* 2002; Kikuchi *et al.* 2014). O equipamento consiste de hidrofone omnidirecional, com resposta de frequência entre 20 Hz e 20 kHz, suficiente para todo o espectro de som já registrado na literatura para a espécie. Os registros sonoros do peixe-boi foram ouvidos e identificados em campo pelo autor, com base em estudos prévios com a espécie no cativeiro (Kikuchi *et al.* 2014).

Coleta das variáveis ambientais

As variáveis preditivas que poderiam explicar a ocupação do peixe-boi em cada ponto amostral foram selecionadas com base na literatura (Marmontel *et al.* 2012) e aparente importância para a espécie. Essas variáveis incluíram distâncias não lineares para a comunidade mais próxima (km) (a menor distância entre os pontos, mensurada ao longo dos corpos d'água (denominada DISTCOMUN) e para a área de preservação mais próxima (km) (DISTPROT), ambas medidas em imagem de satélite *Landsat 5* no software Quantum Gis 2.2, e a variável categórica (HABITAT).

Para testar o efeito de variáveis ambientais na probabilidade de detecção de *T. inunguis*, foram utilizados os valores médios da profundidade (PROF) e transparência da água (TRANSP), cobertura (COBMAC) e composição (COMP) de macrófitas aquáticas na margem, perímetro do ponto amostral (PERI), condição climática (CLIM) e estado do rio (RIO) para cada ponto amostral. Estas variáveis foram incluídas na detecção, porque seu valor pode mudar entre as ocasiões de amostragem (Tabela 1).

Tabela 1. Variáveis de habitat utilizada na modelagem das probabilidades de detecção (*p*) do peixe-boi.

Variável	Abreviação	Método de coleta
Profundidade média (m)	PROF	Profundimêtro, em quatro pontos espaçados.
Transparência (cm)	TRANSP	Disco de secchi, em quatro pontos espaçados.
Cobertura de macrófitas (%)	COBMAC	Inspeção visual numa faixa de 100m de comprimento, em quatro pontos espaçados.
Composição de macrófitas (sp.)	COMP	Inspeção visual numa faixa de 100m de comprimento, em quatro pontos espaçados, e classificada em quatro categorias (Tab. 1.1).
Perímetro (km)	PERI	Medido com GPS em percurso de barco.
Condição Climática	CLIM	Classificada em duas categorias: sol/nítido=0 e nublado/encoberto=1.
Estado do rio	RIO	Escala Beaufort, classificado em quatro categorias (Tab. 1.2).

Tabela 1.1. Categorias e composição das espécies de macrófitas aquáticas encontradas em cada local de amostragem.

Categoria	Composição de espécies
0	Ausente
1	Apenas <i>Paspalum repens</i>
2	<i>Paspalum repens</i> e outras espécies
3	Mistura de espécies sem <i>Paspalum repens</i>

Tabela 1.2. Descrição da escala Beaufort, acompanhando o estado do rio sob o efeito do vento.

Beaufort	Estado do rio
0	Superfície da água lisa como espelho
1	Ondulações com aparência de escamas, sem cristas de espuma
2	Pequenas ondas, sem crista de espuma

Fonte: <http://www.spc.noaa.gov/faq/tornado/beaufort.html>

Análise dos dados

Caracterização dos pontos amostrais

Os pontos amostrais foram caracterizados utilizando estatística descritiva para as variáveis ambientais contínuas de detecção (PROF, TRANSP, COBMAC e PERI) no software *BioEstat* 5.0 (Ayres *et al.* 2007). Após o teste de normalidade, foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para determinar mudanças temporais (entre visitas), considerando significativos os resultados com $p < 0.05$. Os registros de evidências do peixe-boi foram analisados descritivamente para cálculos de frequência de ocorrência por período de amostragem e tipo de habitat, média e desvio padrão.

Estimativa de ocupação (ψ) e probabilidade de detecção (p)

Foram utilizados modelos de ocupação baseados na máxima verossimilhança para estimar a ocupação (ψ , a probabilidade da espécie ocorrer em determinado ponto) e a detecção do peixe-boi (p , probabilidade da espécie ser detectada quando presente) (Mackenzie *et al.* 2002; Mackenzie e Royle 2005; Mackenzie *et al.* 2006). Esta análise utiliza vários levantamentos, replicando temporalmente e espacialmente as áreas de amostragem para construir uma estimativa de probabilidade e corrigir as amostragens falso-negativas, proporcionando uma avaliação mais precisa dos valores de ocupação local de uma dada espécie (Mackenzie *et al.* 2006).

Os dados foram coletados durante quatro meses. Assim, foram utilizados modelos de estação única (*single season*), assumindo que a probabilidade de ocupação não se alterou entre amostragens no mesmo local (MacKenzie *et al.* 2002). Os registros do peixe-boi foram convertidos em uma matriz binária de detecção (1) e não detecção (0) para cada visita e ponto amostral. As informações de detecção entre os métodos foram combinadas, nos quais dois ou mais registros da espécie no mesmo ponto amostral e visita foram considerados uma detecção. No total, a matriz de dados correspondeu a 33 linhas (pontos amostrais) e quatro colunas (visitas mensais).

Possíveis correlações foram analisadas entre as variáveis contínuas utilizando a correlação de Spearman. A variável DISTCOMUN foi negativamente correlacionada com a variável DISTPROT ($r = -0,58$, $p < 0,001$), e nunca incluídas no mesmo modelo influenciando o parâmetro ocupação (ψ). Anterior à aplicação dos modelos, os valores

das variáveis contínuas foram z-normalizadas para padronizá-las e, assim, melhorar a convergência dos modelos (Mackenzie *et al.* 2006). O histórico de detecção e os valores das variáveis foram analisados no software livre PRESENCE 8.0 (Hines 2006).

Os modelos criados representam hipóteses biológicas para explicar a ocupação e a detectabilidade de cada espécie (Burnham e Anderson 2002), e o modelo selecionado representa a melhor entre as hipóteses (ou modelos) formuladas *a priori*. Para o procedimento de seleção dos modelos foi utilizada a abordagem “2-step” (Negrões *et al.* 2010; Sarmiento *et al.* 2011). Na primeira etapa, avaliou-se o efeito das variáveis de amostragem (Tabela 1) na probabilidade de detecção do peixe-boi, mantendo a ocupação constante (ψ [·], p [variável]). Na segunda etapa, o modelo de melhor ajuste para a probabilidade de detecção (etapa 1) foi combinado com as variáveis preditivas de ocupação do peixe-boi (HABITAT, DISTCOMUN e DISTPROT) (ψ [variável], p [modelo de melhor ajuste]). Também foi testado um modelo nulo, onde a ocupação e a detecção foram mantidas constantes (ψ [·], p [·]), e um modelo universal, considerando a influência de todas as variáveis de ocupação (ψ [todas as variáveis], p [modelo de melhor ajuste]) (Burnham e Anderson 2002).

O critério de informação de Akaike (AIC) foi utilizado para selecionar os modelos que melhor descrevessem os dados de ocupação e detecção da espécie (Burnham e Anderson 2002). Este critério combina o ajuste de máxima verossimilhança e o melhor conjunto de variáveis utilizando o princípio da parcimônia, ou seja, nem sempre os melhores modelos detêm o maior número de parâmetros, pois os mesmos são penalizados, aumentando o valor de AIC. Conjuntamente, foi calculado o delta AIC (ΔAIC), que expressa a diferença em relação ao melhor modelo, e o peso de AIC (ωAIC), que indica quanto um determinado modelo é útil para explicar os dados em relação ao conjunto de modelos (Burnham e Anderson 2002; Symonds e Moussalli 2011). Os modelos com valores $\Delta AIC \leq 2$ foram considerados como melhor ajuste para os dados, e as variáveis destes modelos as mais importantes na predição de ocupação e detecção da espécie.

O peso de AIC foi utilizado para determinar a importância relativa de cada variável. A não ser que um único modelo apresentasse $\omega_i \geq 0,9$, consideramos outros modelos para fazer inferência sobre os dados analisados, somando os valores dos pesos (ω_i) entre os modelos para a espécie cuja variável estivesse presente, até atingir o valor de 0,9 (Burnham e Anderson 2002). Quando nenhum dos modelos sozinho obteve $\omega_i \geq 0,9$, utilizou-se a planilha do software projetado por B. Mitchell (2008)

(www.uvm.edu/%7Ebmitchel/software.html) para calcular os valores de *model averaging* dos β coeficientes das variáveis preditivas, melhorando a interpretação dos efeitos (positivos, negativos ou nulos) destas variáveis entre os vários modelos, e para estimar a ocupação final da espécie (Burnham e Anderson 2002). Para inferir sobre a significância de cada variável, os intervalos de confiança 95% (IC) foram analisados para determinar se estes sobrepunham o zero (Burnham e Anderson 2002).

Eficiência dos métodos de amostragem na estimativa de ocupação (ψ) do peixe-boi

Posteriormente, com o intuito de avaliar a eficiência dos métodos de amostragem separadamente, foi conduzida uma análise do conjunto de dados para cada método (busca ativa e transecto), no qual a probabilidade de ocupação do peixe-boi é representada pela detecção da espécie somente com um método (Bailey *et al.* 2004; Mattfeldt e Grant 2007). Assim, foi inserida no modelo a variável HABITAT de ocupação, mantendo a detecção constante (modelo_{método} ψ [*Habitat*], p [.]). Tal variável foi utilizada a fim de considerar uma possível heterogeneidade na probabilidade de ocupação causada por viés de amostragem associada ao habitat de várzea ou lago de ria.

Resultados

Caracterização ambiental dos pontos amostrais

As variáveis perímetro (Kruskall-Wallis $H_{(3,N=132)}=3,142$, $p=0,37$) e cobertura de macrófita (Kruskall-Wallis $H_{(3,N=132)}=1,488$, $p=0,68$) não mostraram diferença significativa entre os meses de amostragem. A variável profundidade foi significativamente diferente entre meses (Kruskall-Wallis $H_{(3,N=132)}=72,337$, $p<0,001$), com a maior média registrada no mês de agosto ($9,8\pm 1,6m$) e a menor no mês de outubro ($5\pm 1,6m$). Da mesma maneira, a variável transparência variou de 47 cm a 225 cm (Kruskall-Wallis $H_{(3,N=132)}=50,498$, $p<0,001$), com os meses de agosto ($151\pm 37cm$) e outubro ($87\pm 31cm$) apresentando a maior e menor média, respectivamente (Figura 4).

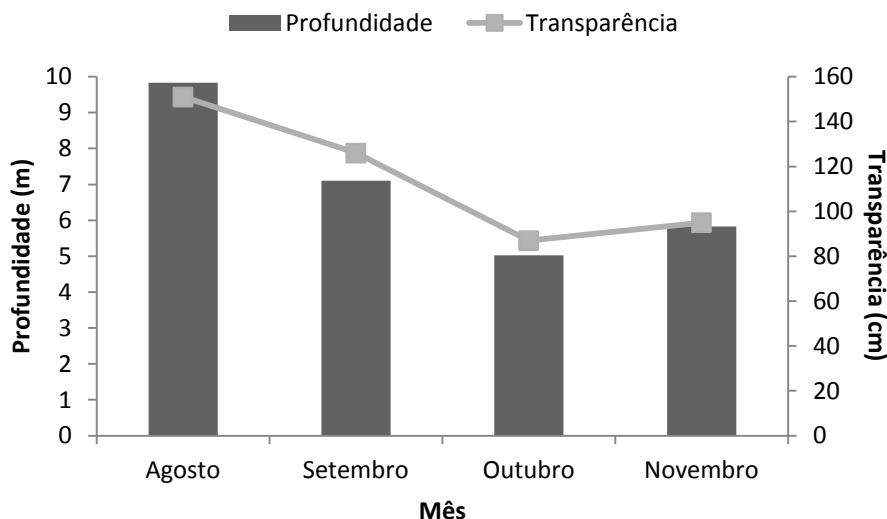


Figura 4. Variação média mensal da profundidade e transparência da coluna d'água nos pontos de amostragem da RDS Piagaçu-Purus.

Esforço de amostragem

Entre agosto e novembro de 2014 foram conduzidas 265 horas de esforço de observação (média 66 horas/visita) para registrar a presença/ausência de peixe-boi na área de estudo (Tabela 2).

Tabela 2. Tempo de esforço total de observação (horas) para cada método de amostragem e habitat na RDS Piagaçu-Purus.

Habitat	Método (Evidência)		Total
	Busca ativa (Direta)	Transecto (Indireta)	
Várzea	64	65	129
Lago de Ria	68	68	136
Total	132	133	265

Caracterização das evidências diretas e indiretas do peixe-boi

Foram observadas 34 evidências diretas e 57 evidências indiretas da presença do peixe-boi, totalizando 91 registros. A visita com maior número de evidências ocorreu no mês de outubro (28,5%, n=26), seguido por setembro (26,4%, n=24), novembro (26,4%, n=24) e agosto (18,7%, n=17). Quanto ao número de evidências registradas entre os habitats, 69,2% (n=63) foram localizadas na várzea e 30,8% (n=28) em lago de ria.

Ao longo das 34 avistagens foram contabilizados 86 peixes-bois (média 21±12 indivíduos/visita), sendo 60,5% (n=52) no lago de ria e 39,5% (n=34) na várzea. A visita realizada no mês de outubro apresentou o maior número de avistagens (n=14), totalizando 31 peixes-bois. A partir do tempo inicial da amostragem, 47% (n=16) das avistagens ocorreram até 30 minutos de observação e 53% (n=17) posterior a este período (média 33±15min). Os animais foram avistados principalmente solitários (35%), aos pares (35%) ou em pequenos grupos de 3-4 indivíduos (18%), com registro de cinco fêmeas com filhote. O número máximo de avistagens simultâneas, ou seja, o maior tamanho de grupos registrados em um ponto amostral foi de 10 indivíduos.

Quanto ao tipo de evidência indireta, 73,7% (n=42) foram classificadas como “*comedia*”, 15,8% (n=9) como sinais acústicos (sons de vocalização ou mastigação) e 10,5% (n=6) na forma de fezes. A detecção dos vestígios de “*comedia*” do peixe-boi foi obtida ao longo de todo o estudo, com o maior número de registros no mês de setembro (30%, n=17), seguido pelo mês de agosto (24,5%, n=14) e novembro (24,5%, n=14), e outubro (21%, n=12). No total, três espécies de plantas herbáceas aquáticas foram consumidas pelo peixe-boi, todas registradas no habitat de várzea (Figura 5; Tabela 3).

Tabela 3. Espécies de plantas herbáceas aquáticas consumidas pelo peixe-boi no habitat de várzea. Hábito das plantas, segundo Guterrez *et al.* (2008): FF= Flutuante fixa; E= Emergente; A=Anfíbia.

Família	Espécie	Nome comum	N. vestígios	Frequência (%)
Poaceae	<i>Paspalum repens</i> (FF)	Capim membeca	27	64,3
	<i>Oriza glandiglumis</i> (E)	Capim arroz	4	9,5
Cyperaceae	<i>Eleocharis subarticulata</i> (E, A)	Piprioca	11	26,2
Total			42	100

A captação de sinais acústicos de *T. inunguis* utilizando hidrofone foi baixa e sem eficiência para detectar a espécie, porém 55% dos registros foram realizados na presença de pares de fêmeas com filhote, independentemente do tamanho do grupo observado. Os registros de fezes do peixe-boi foram realizados em ambos habitats, e mostraram a menor taxa de registros. Apenas em duas ocasiões a presença do peixe-boi foi detectada exclusivamente pela presença de fezes.

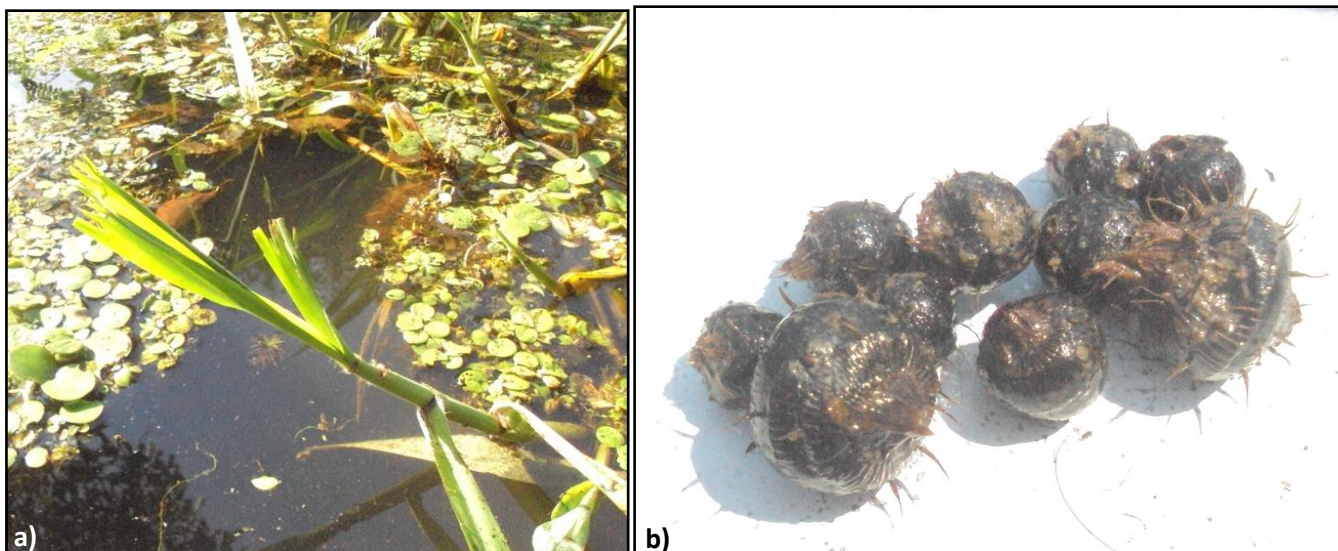


Figura 5. Vestígios de alimentação do peixe-boi. a) Capim membeca com a folha comida e b) Semente da piprioca.

Estimativa de ocupação (Ψ) e probabilidade de detecção (p) do peixe-boi

A presença do peixe-boi foi detectada em 24 pontos amostrais, totalizando uma ocupação bruta (*naive*) de 0,72. O resultado da primeira análise de modelos mostrou o efeito das variáveis ambientais na probabilidade de detecção do peixe-boi (Tabela 4). O melhor modelo incluiu a variável cobertura de macrófitas (*CobMac*), influenciando positivamente na detecção do peixe-boi, ou seja, quanto maior a cobertura de macrófitas, maior a probabilidade de detecção da espécie (Figura 6). Esta variável sozinha foi responsável por 0,87 do peso (ωAIC) obtido entre os modelos (Tabela 4). Todos os outros modelos obtiveram valores de $\Delta AIC > 2$, não tendo bom suporte para realização de inferências sobre a espécie. Por este motivo, os mesmos não foram utilizados nas análises subsequentes.

Tabela 4. Ranking da primeira etapa da análise para seleção do melhor modelo ($\Delta AIC < 2$) de probabilidade de detecção (p) do peixe-boi na RDS Piagaçu-Purus, mantendo a ocupação (ψ) constante*.

<i>Modelos</i>	<i>K</i>	<i>AIC</i>	ΔAIC	ωAIC
$\Psi(.) p (CobMac)$	3	158,83	0,00	0,87
$\Psi(.) p (Lumi)$	3	164,53	5,70	0,05
$\Psi(.) p (Peri)$	3	164,79	5,96	0,04
$\Psi(.) p (Comp)$	3	165,61	6,78	0,02
$\Psi(.) p (.)$	2	172,40	13,57	0,00
$\Psi(.) p (Transp)$	3	173,02	14,19	0,00
$\Psi(.) p (Beauf)$	3	173,24	14,41	0,00
$\Psi(.) p (Prof)$	3	173,62	14,79	0,00

Nota: [*] Análise considerando a combinação dos métodos direto e indireto. Apenas o modelo com a variável *CobMac* obteve $\Delta AIC \leq 2$. *K*: número de parâmetros; *AIC*: ajuste do critério de informação de Akaike; ΔAIC : diferença entre os valores do AIC de cada modelo em relação ao modelo com menor valor de AIC; ωAIC : peso do modelo. CobMac= Cobertura de macrófitas; Lumi= Luminosidade; Peri= Perímetro; Comp=Composição de macrófitas; Transp= Transparência; Beauf= Escala Beaufort; Prof= Profundidade.

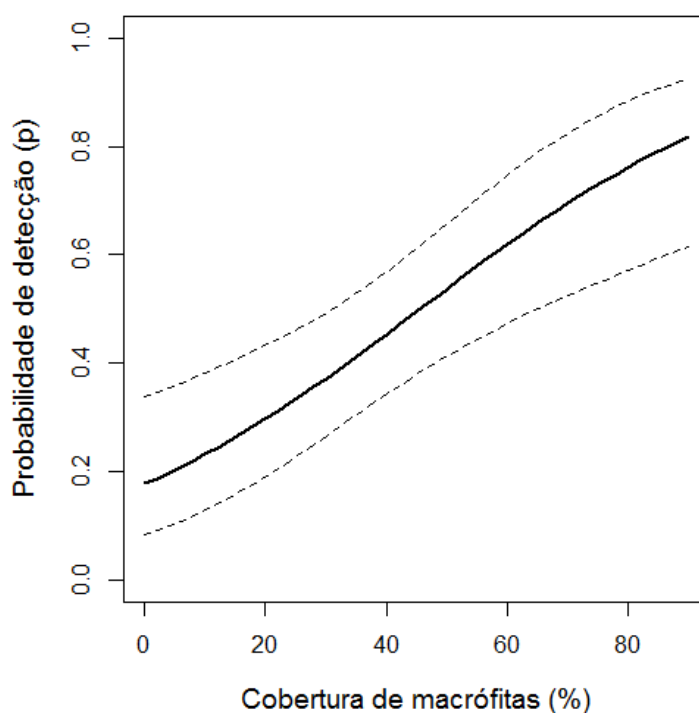


Figura 6. Probabilidade de detecção do peixe-boi em função da cobertura de macrófitas (%), baseado no *model averaging*. Dados obtidos na combinação de métodos (busca ativa e transecto). As linhas tracejadas indicam os intervalos de confiança de 95%.

Entre os modelos de ocupação aceitos na segunda etapa, cinco obtiveram $\Delta AIC \leq 2$ com peso total de AIC dentro de 90% (Tabela 5), mostrando que a ocupação do peixe-boi foi dependente das variáveis incorporadas nestes modelos (*DistComun*, *DistProt* e *Habitat* na ocupação, e *CobMac* na detecção). O modelo mais parcimonioso foi (ψ [*DistComun*], p [*CobMac*]), com a variável *DistComun* indicando uma relação positiva na ocupação de peixe-boi, ou seja, quanto maior a proximidade das comunidades, maior a probabilidade de ocupação da espécie (Figura 7; Anexo 4).

Devido à correlação negativa das variáveis *DistProt* e *DistComun*, o segundo modelo mais parcimonioso (ψ [*DistProt*], p [*CobMac*]) sugere um efeito negativo da proximidade da área de preservação com a ocupação do peixe-boi. A variável *Habitat* esteve presente em três dos cinco modelos mais parcimoniosos ($\Delta AIC \leq 2$), entretanto a variabilidade ao redor da estimativa de ocupação e dos coeficientes Beta ocasionou altas incertezas dos modelos, dificultando qualquer inferência. Os modelos universal e constante tiveram os pesos mais baixos de AIC, sendo os únicos com $\Delta AIC > 2$.

Como nenhum modelo sozinho obteve $\omega AIC \geq 0,9$, o valor de ocupação total foi calculado utilizando o *model averaging* para gerar a estimativa final ($\Psi=0,85$, $EP=0,12$), que corresponde ao aumento de 18% na taxa de ocupação bruta (*naive*) do peixe-boi (Tabela 5), e demonstra a efetividade do método de máxima verossimilhança em melhorar as estimativas ao considerar a detecção imperfeita ($p < 1$) das espécies.

Tabela 5. Seleção dos modelos de ocupação do peixe-boi (segunda etapa), a partir da interação entre as variáveis de ocupação (ψ) e a variável de detecção com melhor ajuste (*CobMac*). Apenas os modelos de melhor ajuste ($\Delta AIC \leq 2$) foram considerados para fazer inferência sobre os dados*.

<i>Modelos</i>	<i>K</i>	<i>AIC</i>	ΔAIC	ωAIC	<i>Naive</i>	Ψ (<i>EP</i>)	p (<i>EP</i>)
Ψ (<i>DistComun</i>) p (<i>CobMac</i>)	4	156,97	0,00	0,30		0,80 (0,08)	0,50 (0,05)
Ψ (<i>DistProt</i>) p (<i>CobMac</i>)	4	157,83	0,87	0,19		0,86 (0,10)	0,48 (0,05)
Ψ (<i>Habitat</i>) p (<i>CobMac</i>)	4	158,32	1,36	0,15		0,99 (0,26)	0,47 (0,05)
Ψ (<i>Habitat</i> + <i>DistProt</i>) p (<i>CobMac</i>)	5	158,53	1,57	0,13		0,84 (0,09)	0,49 (0,05)
Ψ (<i>Habitat</i> + <i>DistComun</i>) p (<i>CobMac</i>)	5	158,59	1,63	0,13		0,81 (0,08)	0,50 (0,05)
Ψ (<i>Habitat</i> + <i>DistComun</i> + <i>DistProt</i>) p (<i>CobMac</i>)	6	159,97	3,01	0,06		0,79 (0,09)	0,50 (0,05)
Ψ (.) p (.)	2	172,40	15,43	0,00		0,79 (0,08)	0,47 (0,05)
<i>Model-averaging</i>					0.72	0,85 (0,12)	0,49 (0,05)

Nota: [*] Análise considerando a combinação dos métodos direto e indireto. *K*: número de parâmetros; ΔAIC : diferença entre os valores do AIC de cada modelo em relação ao modelo com menor valor de AIC; ωAIC : peso do modelo; *Naive*: ocupação bruta; Ψ : estimativas de ocupação; p : probabilidade de detecção. Os erros padrões são mostrados entre parênteses (*EP*).

DistComun = Distância da comunidade; *DistProt* = Distância da área de preservação; *Habitat* = Tipos de habitat (várzea e lago de ria); *CobMac* = Cobertura de macrófitas.

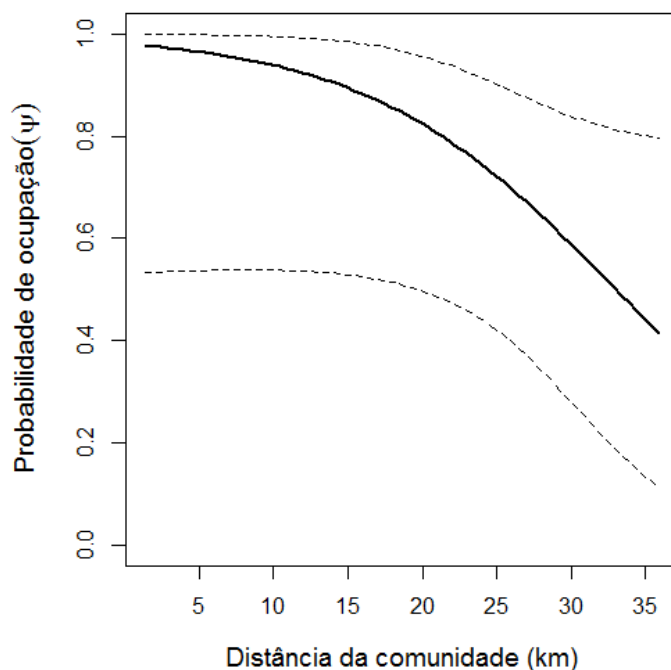


Figura 7. Estimativa de ocupação do peixe-boi em função da distância das comunidades (km), baseado no *model averaging*. Dados obtidos na combinação de métodos (busca ativa e transecto). As linhas tracejadas indicam os intervalos de confiança de 95%.

Complementarmente, consideramos o somatório dos pesos (ω_{AIC}) entre os modelos mais parcimoniosos ($\Delta AIC < 2$), cuja variável estivesse presente, para fazer inferências sobre a espécie. A soma do ω_{AIC} entre os modelos contendo a variável *CobMac* foi 0,90, indicando que dentre as variáveis analisadas nos modelos, *CobMac* possui 90% de probabilidade de ser a mais importante variável na predição de detecção do peixe-boi. Tal inferência é suportada pela estimativa do β coeficiente da variável pelo *model averaging* que não sobrepôs o zero (Tabela 6). Considerando a ocupação, a variável *DistComun* teve relativa importância, apresentando um peso de 30% e β coeficiente estimado pelo *model averaging* que, embora tenha sobreposto o zero, indica uma tendência desta variável influenciando a ocupação da espécie. As demais variáveis que apareceram nos modelos (*DistProt* e *Habitat*) tiveram os coeficientes beta (β) sobrepondo o zero, indicando que ambas não são boas preditoras da ocupação do peixe-boi (Tabela 6).

Tabela 6. A estimativa *model averaging* dos coeficientes beta (β) em escala logit e os intervalos de confiança das variáveis, considerando o cálculo entre os modelos. *Sum weights* (ω) = Somatório do peso (ω_{AIC}) da variável entre os modelos de melhor ajuste ($\Delta AIC \leq 2$) para a ocupação (ψ) do peixe-boi**.

Variáveis	Intercepto	Ψ			p
		B DistComun	B_1 DistProt	B_2 Habitat	α CobMac
Modelo 1	1,40 [0,47; 2,70]	-0,99 [-2,21; 0,003] [†]			0,878 [0,41; 1,40]*
Modelo 2	1,84 [0,61; 5,83]		1,10 [-0,11; 4,77]		0,958 [0,49; 1,48]*
Modelo 3	2,31 [1,72; 6,86]			-6,37 [-3,13; 0,65]	1,007 [0,54; 1,52]*
Modelo 4	1,73 [0,86; 8,80]		3,30 [-1,02; 6,90]	2,36 [-0,71; 5,05]	0,896 [0,42; 1,42]*
Modelo 5	1,50 [0,51; 5,84]	-0,94 [-2,18; 0,002] [†]		-0,33 [-4,36; 0,72]	0,896 [0,42; 1,42]*
<i>Model averaging</i>	1,70 [0,13; 3,27]	-0,98 [-2,03; 0,006] [†]	2,00 [-1,59; 5,61]	-1,63 [-9,57; 6,31]	0,920 [0,42; 1,41]*
<i>Sum weights</i> (ω)		0,30	0,32	0,44	0,90

[**] Análise considerando a combinação dos métodos direto e indireto. β = valor de coeficiente beta para distância de comunidade; β_1 = valor de coeficiente beta para distância da área de preservação; β_2 = valor de coeficiente beta para tipo de habitat; α = valor de coeficiente beta para cobertura de macrófitas. Valores nos colchetes são os intervalos de confiança de 95%. [*] Indica os coeficientes dos intervalos de confiança de β que não se sobrepõe ao zero. [†] Indica os coeficientes dos intervalos de confiança de β que sugerem uma tendência.

Eficiência dos métodos de amostragem na estimativa de ocupação (ψ) do peixe-boi

De modo geral, a probabilidade de detecção do peixe-boi foi mais alta durante os transectos (evidências indiretas) ($p=0,49$, EP=0,07) do que por busca ativa (evidências diretas) ($p=0,27$, EP=0,07). Ao considerar os habitats, a estimativa de ocupação utilizando os transectos foi significativamente maior na várzea ($\psi=0,66$, EP=0,13) do que no lago de ria ($\psi=0,37$, EP=0,12) (Figura 8). De maneira oposta, o método de busca ativa (evidência direta) no lago de ria mostrou maior probabilidade de ocupação do peixe-boi, entretanto, sem diferença significativa quando comparado com a várzea. Todavia, a ocupação de *T. inunguis* para ambos habitats foi melhor modelada quando os dois métodos foram combinados (Figura 8).

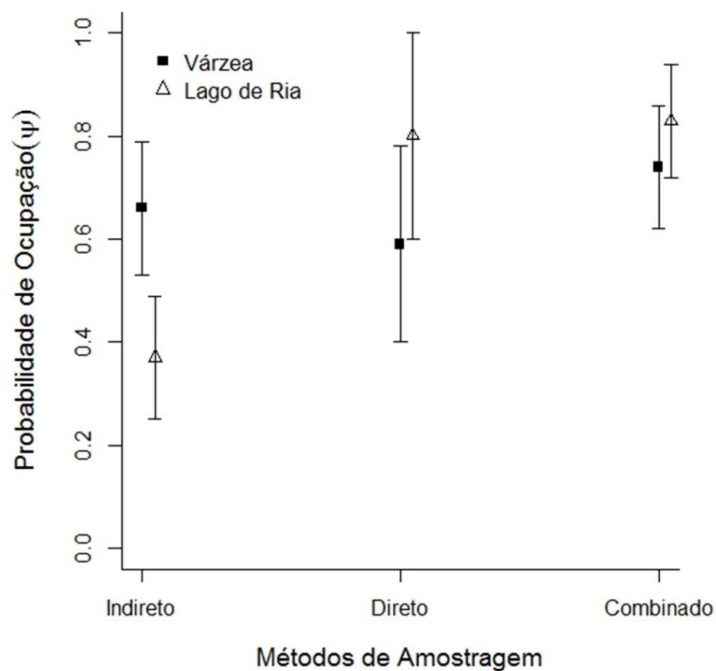


Figura 8. Probabilidade de ocupação do peixe-boi na várzea e em lago de ria na RDS Piagaçu-Purus, pelo modelo (ψ [*Habitat*], p [.]). Dados obtidos utilizando três diferentes simulações de métodos. Indireto: método de transecto para evidências indiretas; Direto: método de busca ativa para evidência direta; Combinado: ambos os métodos, conforme utilizado nas análises presentes nas tabelas 4, 5 e 6. As barras verticais correspondem ao erro padrão das estimativas.

Discussão

Estimativa de ocupação (Ψ) e probabilidade de detecção (p) do peixe-boi

A probabilidade do peixe-boi da Amazônia ser detectado na natureza nunca havia sido calculada. Os resultados mostraram que nem sempre o peixe-boi foi detectado quando presente, já que a probabilidade de detecção (p) se mostrou abaixo de 1. Neste caso, a inclusão de variáveis ambientais, associada à replicação temporal e espacial das amostragens em campo, melhorou a precisão dos modelos, ressaltando a importância deste fator na avaliação dos padrões de ocorrência, dinâmica populacional e uso do habitat pela espécie (Mackenzie *et al.* 2002).

Surpreendentemente, a estimativa de detecção de *T. inunguis* foi considerada alta ($p=0,49$, EP=0,05), fato não esperado para espécies raras (MacKenzie e Royle 2005), já que espécies crípticas e com baixa densidade populacional são difíceis de serem detectadas (Mackenzie *et al.* 2002). Os valores encontrados nesse estudo foram

similares à detecção de sirênios mais conspícuos como o dugongo (*Dugong dugon*) nos arquipélagos da Andaman e Nicobar na Índia (D'Souza *et al.* 2013). A densidade populacional local pode interferir na probabilidade de detecção da maioria das espécies, sendo provavelmente a mais importante fonte de heterogeneidade entre os pontos amostrais (Royle e Nichols 2003). À medida que a densidade de uma dada espécie aumenta, o mesmo acontece à probabilidade de detectar um indivíduo dessa espécie (Bayle *et al.* 2004). Nossos resultados não permitem explorar diretamente a relação entre a probabilidade de detecção e tamanhos populacionais, devido à ausência de estudos demográficos da espécie na área de estudo. No entanto, estudos de simulação mostram que a detecção das espécies em manchas de habitat é um bom índice de abundância em estudos de metapopulação (Lopez e Pfister 2001).

A probabilidade relativamente alta de detecção do peixe-boi concorda com os relatos dos moradores da região, que mencionam a época de vazante/seca como sendo o melhor momento para registro da espécie. Entretanto, amostragens futuras abrangendo todo o pulso de inundação devem ser realizadas para confirmar mudanças na detecção da espécie em escalas temporais maiores. Para o peixe-boi da Flórida (*T. manatus latirostris*), as probabilidades de detecção e contagem dos indivíduos em transectos aéreos foram influenciadas por diversos fatores ao longo do ano (por exemplo, a temperatura da água) (Edwards *et al.* 2007). De qualquer maneira, o principal problema não é a influência temporal de fatores ambientais na detecção da espécie, mas sim deixar de considerá-los, ocasionando estimativas populacionais pouco confiáveis. O estudo de Edwards *et al.* (2007) na Baía de Tampa, Flórida (Estados Unidos), utilizando a detecção imperfeita obteve alta probabilidade de detecção da espécie (45% a 69%), aumentando a estimativa do tamanho populacional de 42 para 177 animais na região.

A cobertura de macrófitas (*CobMac*) foi a variável mais importante na detecção do peixe-boi, aumentando a probabilidade de detecção nos pontos amostrais onde *CobMac* foi mais abundante. A seleção e uso de habitat com elevada disponibilidade de macrófitas foi observado em estudos prévios com a espécie, nos quais os animais permanecem grande parte do tempo em áreas com maior oferta de alimento (Montgomery *et al.* 1981; Arraut *et al.* 2010).

Contrariamente à nossa expectativa, a variável profundidade (PROF) não se mostrou importante na detecção do peixe-boi. Segundo diversos autores, a profundidade é o principal fator na ocorrência e uso de habitat da espécie neste período, já que os animais tendem a permanecer em poços ou lagos profundos (Best 1982; Best 1984;

Rosas 1994; Arraut *et al.* 2010; Marmontel *et al.* 2012). Apesar da significativa variação observada para a variável PROF entre os meses deste estudo, a diferença parece não ter sido tão abrupta devido ao curto espaço temporal da amostragem. Neste caso, a profundidade mínima apresentada neste estudo (5 metros) deve ser suficiente para manutenção dos peixes-bois, o que explicaria a aparente falta de efeito desta variável. Sugere-se que este fator detenha maior relevância para a espécie em anos com secas mais intensas ou até mesmo em uma escala temporal maior (ao longo do ano). Em 2014, período de amostragem do estudo, o nível do rio Purus ficou acima da cota média esperada para o período, que pode ter favorecido a movimentação e distribuição da espécie ao longo dos inúmeros habitats disponíveis na várzea e no lago de ria.

O modelo constante de ocupação apresentou o menor ωAIC , reforçando a hipótese de que a ocupação do peixe-boi é dependente de variáveis ambientais, não ocorrendo aleatoriamente no espaço. No presente estudo, utilizamos a variável DISTCOMUN como indicativo de distúrbio antrópico, devido ao maior trânsito de embarcações a motor e onde se localiza a maioria das áreas usadas para a caça do peixe-boi, além da pesca comercial e de subsistência. Contudo, de maneira inversa à hipótese inicial, os modelos de ocupação mostram que o uso do habitat pelo peixe-boi não foi influenciado negativamente pela variável DISTCOMUN, com as maiores probabilidades de ocupação da espécie em pontos amostrais mais próximos das comunidades humanas. Em uma análise espacial mais ampla, este resultado pode indicar que o melhor habitat para o peixe-boi detém, de maneira conjunta, características que também as tornam importantes para o estabelecimento das comunidades humanas. Gross (1975) demonstrou existir fortes evidências que a aquisição de proteína é um fator importante para os assentamentos populacionais na Amazônia, na qual a dispersão espacial dos assentamentos agiu como mecanismo regulatório adaptativo para minimizar a sobreposição de territórios e o impacto da predação humana sobre a fauna e flora. De outra maneira, a ocupação das áreas pelos ribeirinhos foi influenciada pela disponibilidade de terras livres e de alta fertilidade, no caso da várzea, e realizada de maneira estratégica em áreas que dispunham de ricos mananciais, como lagos, paranás, poços e igarapés (Cruz 2007).

Uma segunda possível explicação seria que, a maior estimativa de ocupação do peixe-boi nos pontos amostrais próximos às comunidades pode estar relacionada à maior conexão desta região com os demais corpos d'água e à proximidade com a calha principal do rio Purus, destino provável de alguns animais nesta época do ano (Best

1982). A vantagem de ocupação das áreas com maior conectividade pode conferir menor isolamento geográfico e aumentar a mobilidade dos indivíduos entre locais favoráveis. Este fator pode influenciar positivamente a sobrevivência dos indivíduos, devido à menor susceptibilidade aos eventos de seca severa, como aconteceu recentemente nos anos de “El Niño” na Amazônia (Malhi *et al.* 2008; Marengo *et al.* 2008). Os baixos níveis de água são geralmente associados com eventos de mortalidade do peixe-boi, devido ao confinamento dos animais em lagos e poços (Best 1982). Os efeitos de conectividade foram observados em assembleias de peixes, no qual lagos próximos dos canais principais do rio detém maior diversidade de espécies (Granado-Lorencio *et al.* 2007). Para o pirarucu (*Arapaima gigas*), a distribuição da espécie na época seca é influenciada primariamente pela profundidade e conectividade dos lagos de várzea aos canais de outros corpos d’água (Arantes *et al.* 2011).

Em contrapartida, a proximidade com as comunidades humanas e maior conectividade com corpos d’água facilitaria o acesso dos caçadores, que teriam que percorrer menores distâncias para encontrar o peixe-boi. Neste caso, a redução da caça da espécie reportada pelos moradores nas últimas décadas (Capítulo 1 da presente dissertação) pode ter refletido na ocupação do peixe-boi, já que a ocorrência e abundância de espécies cinegéticas da fauna tendem a diminuir com a proximidade de assentamentos humanos, onde as atividades de caça estão concentradas (Robinson e Bennett 2000; Peres e Nascimento 2006).

De qualquer maneira, os resultados apontam que as atividades realizadas pelos moradores das comunidades estudadas, aparentemente, não vêm interferindo na ocupação da espécie, conforme mencionado em estudos pretéritos com sirênios (Lefebvre *et al.* 2001; Miksis-Olds *et al.* 2007; Marmontel *et al.* 2012). Para o dugongo (*D. dugon*), a ocupação da espécie foi maior em áreas com ausência ou baixa pressão de caça sobre a espécie (D’Souza *et al.* 2013). Para o peixe-boi da Flórida (*T. manatus latirostris*), a presença de botes e embarcações motorizadas ocasionando altas intensidades de ruídos sonoros interfere no uso do habitat da espécie (Miksis-Olds *et al.* 2007). No estado do Amapá, as perturbações antrópicas foram determinantes para a presença da ariranha (*Pteronura brasiliensis*), com a espécie raramente detectada dentro de 40 km da cidade mais próxima (Oliveira *et al.* 2015). O estudo de Santos (2009) testou o efeito de variáveis ambientais e proximidade de populações humanas sobre a composição da comunidade de carnívoros na RDS Piagaçu-Purus, e constatou que grandes felinos ocupam áreas mais distantes das comunidades.

A probabilidade de ocupação do peixe-boi foi menor dentro e no entorno das áreas de preservação da reserva, corroborando as informações reportadas pelos comunitários, os quais citam que as áreas de preservação são menos utilizadas pelo peixe-boi, e os eventos históricos de caça na região (Capítulo 1). O modelo de zoneamento aquático das Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS's) existentes na Amazônia brasileira é pautado primordialmente na preservação dos recursos pesqueiros, pela sua importância econômica (MMA 2002; IPI 2010). Apesar da premissa de eficiência das áreas de preservação para a conservação de recursos pesqueiros em ambientes de água doce (Keith 2000; Abell *et al.* 2007), poucos estudos avaliam este modelo para demais organismos aquáticos, como o peixe-boi da Amazônia. Para o boto vermelho (*Inia geoffrensis*), o estabelecimento da RDS Mamirauá em uma singular área de várzea no médio Solimões, tem sido imprescindível para a proteção da população da espécie existente naquela região (Mintzer *et al.* 2015a).

Assim, estudos sobre a importância do zoneamento aquático para *T. inunguis* na RDS Piagaçu-Purus e demais RDS's, com enfoque nas características do habitat e modelos de ocupação da espécie devem ser realizados em conjunto, levando em consideração a importância ecológica de algumas espécies e o interesse econômico local. A efetividade das medidas de ordenamento pesqueiro (delimitação de áreas de uso e áreas de preservação) para o tambaqui (*Colossoma macropomum*) e o pirarucu (*Arapaima gigas*) na RDS Piagaçu-Purus, cinco anos após sua implementação, tem contribuído para a conservação e uso sustentável dessas duas espécies de peixes na região, com lagos de preservação na várzea obtendo maior abundância relativa de indivíduos do que lagos de uso (Arantes 2014). Caso estas regiões não sejam importantes para *T. inunguis*, outras regiões deveriam ser consideradas no plano de gestão da Reserva.

O valor final da ocupação aumentou em 18% a estimativa de ocupação bruta (*naive*) do peixe-boi ($\psi=0,85$), mostrando que grande parte dos pontos amostrais foram ocupados pela espécie. Por consequência da caça, D'Souza *et al.* (2013) reportaram um declínio de 60% na ocupação de *D. dugon* nos últimos 20 anos nos arquipélagos de Andaman e Nicobar na Índia. Para o peixe-boi da Amazônia na RDS Piagaçu-Purus, o histórico de intensa exploração comercial sofrida no baixo rio Purus sugere que a espécie tenha sofrido drástica redução populacional (Pereira 1944; Domning 1982). Entretanto, o fato de terem sido registradas taxas elevadas de detecção e ocupação nesta parte da reserva pode indicar uma recuperação da espécie nas últimas décadas na região,

conforme sugerido por 97% dos moradores locais entrevistados (Capítulo 1). Concomitantemente, os efeitos dessa suposta redução populacional não foram detectados por meio de análises genéticas ao longo da área de distribuição da espécie, com as populações mostrando elevado fluxo gênico e ausência de sinal de gargalo populacional severo, indicando um sinal da expansão demográfica global da espécie nos últimos 30-40 anos (Cantanhede *et al.* 2005), resultante da diminuição da caça alguns anos após a promulgação da Lei de Proteção a Fauna de 1967 e sua intensificação com a Lei Crimes Ambientais nº 9605/98 advinda algumas décadas depois.

Eficiência dos métodos de amostragem na estimativa de ocupação (ψ) do peixe-boi

A maior probabilidade de detecção do peixe-boi utilizando os transectos para evidências indiretas de ocorrência da espécie pode estar relacionada à capacidade do método em registrar vestígios de alimentação acumulados. Outros autores citaram que sinais de alimentação de *T. inunguis* são relativamente fáceis de serem detectados na natureza (Timm *et al.* 1986). Estes resultados coincidem com o estudo de Oliveira *et al.* (2015) para a ariranha (*Pteronura brasiliensis*), no qual os registros indiretos da presença dessa espécie foram seis vezes maiores que as avistagens. Quanto à probabilidade de detecção de dugongos (*D. dugon*) na Índia, os vestígios de alimentação mostraram detectabilidade similar quando comparados a avistagens ($p=0,57$ e $p=0,53$, respectivamente) (D`Souza *et al.* 2013).

Quando se considerou o habitat, os métodos passaram a apresentar estimativas de ocupação distintas. O método de transecto para estimar a ocupação do peixe-boi no lago de ria foi ineficiente, possivelmente devido à baixa cobertura de macrófitas nos pontos amostrais. Estes resultados indicam o viés nas estimativas de ocupação da espécie decorrente da aplicação de apenas um método de amostragem, e, metodologicamente, reforçam a importância da inclusão na modelagem de diferentes métodos na probabilidade de detecção das espécies (Mattfeldt e Grant 2007). Como esperado, o uso combinado dos métodos de detecção do peixe-boi forneceu estimativas de ocupação mais precisas. Assim, para se estimar a ocupação do peixe-boi, sugere-se que os métodos sejam utilizados em conjunto, para minimizar os erros de amostragem e aumentar a probabilidade de detecção da espécie.

De acordo com a experiência adquirida neste estudo, recomenda-se que o esforço de amostragem para evidências indiretas da espécie seja empregado

principalmente na busca por sinais de alimentação (“comedias”). O registro de fezes e os sinais acústicos do peixe-boi durante os transectos não se mostraram eficientes. Embora o uso de censos acústicos combinado com observações visuais seja largamente utilizado para detecção de cetáceos (Akamatsu *et al.* 2008; Richman *et al.* 2014), contrariamente *T. inunguis* apresenta baixa taxa de vocalização, principalmente entre animais jovens e adultos (Sousa-Lima 1999), dificultando a coleta de dados acústicos da espécie na natureza.

No presente estudo, grupos de 10 indivíduos foram observados por mais de 60 minutos sem que houvesse registros acústicos; entretanto, nas avistagens de mães com filhote, esses registros foram coletados com frequência. Este comportamento pode estar condizente com o nível de organização social da espécie, cuja unidade mais duradoura é entre mãe e filhote, e que pode durar mais de dois anos (Best 1982; da Silva 2004). Portanto, é esperado que as taxas de vocalização entre mães e filhote sejam mais elevadas para a espécie (Dantas 2009). Como alternativa, o uso de *playback* com vocalizações para estimular a resposta vocal dos indivíduos (Ichikawa *et al.* 2009; Sousa-Lima e da Silva 2000), bem como a utilização prolongada de um sistema automático de monitoramento de som subaquático (AUSOMS-D) (Tsutsumi *et al.* 2006; Kikuchi *et al.* 2014), podem melhorar a eficiência do método em estudos futuros.

Considerações metodológicas

A falta de informações sobre os movimentos diários de *T. inunguis* na bacia do rio Purus pode ter enviesado as estimativas de ocupação obtidas no presente estudo. No entanto, a inclusão de uma distância mínima de 3 km entre os pontos amostrais reduziu as chances de mudança no estado de ocupação dos locais dentro de cada amostragem. Caso o estado de ocupação dos pontos amostrais for alterado dentro do período de amostragem, e essas mudanças tiverem sido aleatórias, então as inferências com base na ocupação serão válidas desde que a ocupação seja interpretada como a probabilidade de utilização local (Bailey *et al.* 2007).

A participação de no mínimo um observador experiente (no caso, um ex-caçador de peixe-boi) nas amostragens é essencial para obtenção de estimativas robustas de probabilidade de detecção da espécie. A realização de experimentos pilotos para avaliar o aumento na detectabilidade do peixe-boi com dois ou mais conhecedores locais devem ser incentivadas, já que a dificuldade de recrutamento e capacitação de observadores

continua sendo um importante desafio prático nas pesquisas com essa espécie. Aparentemente, a utilização de um pequeno bote de alumínio durante as amostragens não prejudicou a detecção, com diversas avistagens realizadas a aproximadamente 10 metros de distância da embarcação. De outra maneira, deve-se atentar para o número de horas de esforço empregado diariamente, devido ao cansaço e fadiga dos observadores, diminuindo a concentração e capacidade de detectar os peixes-bois.

Os modelos de ocupação fornecem ferramentas adequadas para análises de longo prazo, porém quando utilizados sozinhos, deve-se ter cautela para realizar inferências sobre os padrões de ocupação (Mackenzie *et al.* 2004). Neste caso, é recomendado que estas estimativas sejam utilizadas de maneira complementar às informações de ocupação coletadas por outros métodos, como a radiotelemetria (O'Connell *et al.* 2006). Esses métodos, quando aplicados adequadamente, poderiam ajudar na compreensão de outros fatores que influenciam a utilização do habitat pelo peixe-boi ao longo da sua distribuição geográfica, e identificar as áreas prioritárias para a conservação da espécie em espaços geográficos mais amplos.

A inclusão de outras variáveis ambientais que possam influenciar os padrões de ocupação do peixe-boi, e, principalmente, amostragens ao longo de todo o pulso de inundação que incluam maior número de unidades amostrais, poderão fornecer inferências mais robustas para compreender o uso do habitat pelo peixe-boi na RDS Piagaçu-Purus, permitindo estimar taxas vitais da população, recolonização e eventos de extinção local.

Implicações para conservação e manejo do peixe-boi da Amazônia

O presente estudo demonstra a eficácia dos métodos de busca ativa e de procura por vestígios para investigar a distribuição do peixe-boi, quando combinados com análises de máxima verossimilhança que consideram a detecção imperfeita e levam em consideração a heterogeneidade ambiental. Além disso, este é um dos primeiros estudos a utilizar a recente abordagem de modelos de ocupação para uma espécie de sirênio e mostrar a influência da cobertura de macrófitas aquáticas na detecção do peixe-boi da Amazônia. Esta abordagem detém excelente potencial para monitorar em longo prazo as populações de *T. inunguis* e demais espécies de mamíferos aquáticos da Amazônia, e melhorar o entendimento ecológico ao examinar relações entre o padrão de distribuição das espécies e características dos habitats.

No contexto amazônico, o zoneamento de reservas de desenvolvimento sustentável vem se firmando como importante ferramenta na conservação da biodiversidade. A maior taxa de ocupação do peixe-boi em áreas mais próximas de comunidades humanas na RDS Piagaçu-Purus pode subsidiar estratégias de gestão futuras, como, por exemplo, na delimitação de zonas prioritárias para a conservação do peixe-boi, jamais incluídas nos planos de gestão e zoneamento aquático de nenhuma das RDS's existentes na Amazônia.

Ressalta-se que os lagos de preservação são geralmente escolhidos pela sua quase inacessibilidade, geralmente situados distantes dos pontos de acesso às comunidades. É sugerido que esses ambientes sejam pouco ocupados pelos peixes-bois justamente pela sua distância em relação aos canais permanentes e conexões com o rio principal, o que representaria riscos de aprisionamento desses animais durante a seca. Neste caso, torna-se necessário alterar os critérios de escolha desses ambientes para que sejam mais eficazes na proteção de outros animais aquáticos dentro das Unidades de Conservação.

Referências Bibliográficas

Abell, R.; Allanb, J.D.; Lehnera, B. 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation*. 134, 48-63.

Acevedo-Gutiérrez, A. 2009. Habitat Use. In: Perrin, W.F.; Würsig, B.; Thewissen, H.G.M. (Eds.). *The Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, New York, 2nd edition, pp. 524-528.

Akamatsu, T.; Wang, D.; Wang, K.; Li, S.; Dong, S.; Zhao, X.; Barlow, J.; Stewart, B. S.; Richlen, M. 2008. Estimation of the detection probability for Yangtze finless porpoises *Neophocaena phocaenoides asiaeorientalis* with a passive acoustic method. *Journal Acoust. Soc. Am.* 123, 4403–4411.

Aragones, L.V.; LaCommare, K.S.; Kendall, S.; Castelblanco-Martinez, N.; Gonzalez-Socoloske, D. 2012. Boat- and Land-Based Surveys for Sirenians. In: Hines, E.M.; Reynolds III, J.E.; Aragones, L.V.; Mignucci-Giannoni, A.A.; Marmontel, M. (Eds.). *Sirenian Conservation: Issues and Strategies in Developing Countries*. v. 1. University Press of Florida. pp. 179-185.

Arantes, C.C.; Castello, L.; Cetra, M.; Schilling, A. 2011. Environmental influences on the distribution of Arapaima in Amazon floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, p. 1-11.

Arantes, M.L. 2014. *Conhecimento Ecológico Local e Distribuição Espacial do tambaqui (Colossoma macropomum) em lagos de várzea na RDS Piagaçu-Purus, Amazonas*. Dissertação de mestrado. INPA/UFAM, Manaus, 100p.

Arraut, E.M.; Marmontel, M.; Mantovani, J.E.; Novo, E.M.L.M.; Macdonald, D.W.; Kenward, R.E. 2010. The lesser of two evils: seasonal migrations of Amazonian manatees in the Western Amazon. *Journal of Zoology*, 280: 247-256.

Ayres, M.; Ayres Jr., M.; Ayres, D.L.; Santos, A.A.S. 2007. *Bio Estat. Aplicações estatísticas nas áreas das ciências médicas*. 5.ed. Belém, Pará. 339 pp.

Bailey, L.L.; Hines, J.E.; Nichols, J.D.; Mackenzie, D.I. 2007. Sampling design trade-offs in occupancy studies with imperfect detection: examples and software. *Ecological Applications*, 17(1), pp. 281–290.

Bailey, L.L.; Theodore, R.S.; Pollock, K.H. 2004. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological applications*, 14(3): 692–702.

Bashir, T.; Khan, A.; Behera, S.K.; Gautam, P. 2012. Factors determining occupancy of Ganges River dolphin (*Platanista gangetica gangetica*) during differing river discharges in the upper Ganges, India. *Mammalia*, 76(4): 417–426.

Best, R.C. 1982. Seasonal breeding in the Amazonian Manatee, *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia). *Biotropica*. 14: 76 – 78.

Best, R.C. 1984. The aquatic mammals and reptiles of the Amazon. In: Sioli, H. (Ed.). *The Amazon, Limnology and Landscape*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Hague, The Netherlands. pp. 371–412.

Burnham, K.P.; Anderson, D.R. 2002. *Model selection and multimodel inference*. New York: Springer. 2 ed. p. 488.

Cantanhede, A.M.; da Silva, V.M.F.; Farias, I.P.; Hrbek, T.; Lazzarini, S.M.; Alves-Gomes, J.A. 2005. Phylogeography and population genetics of the endangered Amazonian manatee, *Trichechus inunguis* Natterer, 1883 (Mammalia, Sirenia). *Molecular Ecology*, v. 14, p. 401-413.

Cruz, M.J.M. 2007. *Territorialização camponesa na várzea da Amazônia*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo - USP, São Paulo. 261p.

Dantas, G.A. 2009. *Ontogenia do padrão vocal individual do peixe-boi da Amazônia Trichechus inunguis (Sirenia, trichechidae)*. Dissertação de mestrado. INPA/UFAM, Manaus, 71p.

da Silva, V.M.F. 2004. O peixe-boi da Amazônia *Trichechus inunguis* (Sirenia:Trichechidae). In: Cintra, R. (Ed.). *História Natural, ecologia e conservação de algumas espécies de plantas e animais da Amazônia*. EDUA/EDELBRA, Manaus, Amazonas. pp. 283-289.

Davis, M.L.; Kelly, M.J.; Stauffer, D.F. 2011. Carnivore co-existence and habitat use in the Mountain Pine Ridge Forest Reserve, Belize. *Anim. Conserv.* 14, 56–65.

Denkinger, J. 2010. Status of the Amazonian Manatee (*Trichechus Inunguis*) in the Cuyabeno Reserve, Ecuador. *Avances* 2: B29-B34.

Domning, D.P. 1982. Commercial exploitation of manatees *Trichechus* in Brazil c. 1785-1973. *Biological Conservation*, 22: 101-126.

D'Souza, E.; Patankar, V.; Arthur, R.; Alcoverro, T.; Kelkar, N. 2013. Long-Term Occupancy Trends in a Data-Poor Dugong Population in the Andaman and Nicobar Archipelago. *PLoS ONE* 8(10): e76181.

Edwards, H.H.; Pollock, K.H.; Ackerman, B.B.; Reynolds, J.E.; Powell, J.A. 2007. Estimation of Detection Probability in Manatee Aerial Surveys at a Winter Aggregation Site. *The Journal of Wildlife Management*, 71: 2052–2060.

Gallivan, G.J. e Best, R.C. 1980. Metabolism and Respiration of the Amazonian Manatee (*Trichechus Inunguis*). *Physiological Zoology* 53: 245–253.

Gomez, J.A.U. 2004. *Amazonian manatee (Trichechus inunguis) conservation in the Pacaya Samiria National Reserve, Peru: Implications for protected area management*. Master degree. University of Kent at Canterbury. 77p.

Gonzalez-Socoloske, D.; Olivera-Gomez, L.D.; Ford, R.E. 2009. Detection of free ranging West Indian manatees *Trichechus manatus* using side-scan sonar. *Endangered Species Research*, 8: 249-257.

Granado-Lorencio, C.; Cerviá J.L.; Araújo Lima, C.R.M. 2007. Floodplain lake fish assemblages in the Amazon river: directions in conservation biology. *Biodiversity Conservation*, 16(3): 679–692.

Gross, D.R. 1975. Protein capture and cultural development in the Amazon Basin. *American Anthropologist*, v. 77(3): 526-49.

Guillera-Arroita, G.; Ridout, M.S.; Morgan, B.J.T. 2010. Design of occupancy studies with imperfect detection. *Methods in Ecology and Evolution*, 1: 131–139.

Guterres, M.G.; Marmontel, M.; Ayub, D.M.; Singer, R.F.; Singer, R.B. 2008. *Anatomia e morfologia de plantas aquáticas da amazônia utilizadas como potencial alimento por peixe-boi Amazônico*. ed.1. Belém, Brasil: IDSM. 187p.

Guterres-Pazin, M.G.; Marmontel, M.; Rosas, F.C.W.; Pazin, V.F.V.; Venticinque, E.M. 2014. Feeding ecology of the Amazonian manatee (*Trichechus inunguis*) in the Mamirauá and Amanã Sustainable Development Reserves, Brazil. *Aquatic mammals*, v. 40, p. 139-149.

Hines, J.E. 2006. PRESENCE 4.0 – Software to estimate patch occupancy and related parameters. Disponível em (www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/PRESENCE.html). USGS. Acesso em 10 de janeiro de 2015.

Hoffmann, M. *et al.* 2010. The Impact of Conservation on the Status of the World's Vertebrates, *Science*, 330:1503-1509.

Ichikawa, K.; Akamatsu, T.; Shinke, T.; Sasamori, K.; Miyauchi, Y.; Abe, Y.; Adulyanukosol, K.; Arai, N. 2009. Detection probability of vocalizing dugongs during playback of conspecific calls. *J. Acoust. Soc. Am.* v.126 (4): 1954–1959.

IPI, 2010. *Plano de Gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus*. Centro Estadual de Unidades de Conservação do Estado do Amazonas, Manaus. 326p.

Issaris, Y.; Katsanevakis, S.; Salomidi, M.; Tsiamis, K.; Katsiaras, N.; Verriopoulos, G. 2012. Occupancy estimation of marine species: dealing with imperfect detectability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 453: 95–106.

Keith, P. 2000. The part played by protected areas in the conservation of threatened French freshwaters fish. *Biological Conservation*. 92: 265-273.

Kikuchi, M.; Akamatsu, T.; Gonzalez-socoloske, D.; de Souza, D.A.; Olivera-Gomez, L.D.; da Silva, V.M.F. 2014. Detection of manatee feeding events by animal-borne underwater sound recorders. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(6), 1139–1146.

Lefebvre, L.W.; Marmontel, M.; Reid, J.P.; Rathbun, G.B.; Domning, D.P. 2001. Distribution, status, and biogeography of the West Indian manatee. In: Woods, C.A.; Sergile, F.E. (Eds.). *Biogeography of the West Indies: Patterns and Perspectives*. 2 ed. Boca Raton, Flórida, CRC Press. pp. 425-474.

Lopez, E.J.; Pfister, A.C. 2001. Local population dynamics in metapopulation models: Implications for conservation. *Conservation Biology*, 15: 1700-1709.

Luiselli, L. 2006. Site occupancy and density of sympatric Gaboon viper (*Bitis gabonica*) and nose-horned viper (*Bitis nasicornis*). *Journal of Tropical Ecology*, 22: 555-564.

Mackenzie, D.I. 2005. Was it there? Dealing with imperfect detection for species presence/absence data. *Austr. N. Z. J. Stat.* 47(1): 65-74.

MacKenzie, D.I.; Bailey, L.L.; Nichols, J.D. 2004. Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology*, 73: 546-555.

Mackenzie, D.I.; Kendall, W.L. 2002. How should detection probability be incorporated into estimates of relative abundance? *Ecology*, 83(9): 2387-2393.

Mackenzie, D.I.; Nichols, J.D.; Royle, J.A.; Pollock, K.H.; Hines, J.E.; Bailey, L.L. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. *Elsevier*, San Diego, California. 1 ed. 344p.

Mackenzie, D.I.; Nichols, J.D.; Lachman, G.B.; Droege, S.; Royle, J.A. e Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8): 2248-2255.

Mackenzie, D.I.; Royle, J.A. 2005. Designing efficient occupancy studies: general advice and tips on allocation of survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42:1105–1114.

Malhi, Y.; Roberts, J.T.; Betts, R.A.; Killeen, T.J.; Li, W.; Nobre, C.A. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science*, 319, 169–172.

Marengo, J.A.; Nobre, C.A.; Tomasella, J.; Oyama, M.D.; Oliveira, G.S.; Oliveira, R.; Alves, L.M.; Brown, I.F. 2008. The drought of Amazonia in 2005. *J. Clim.* 21,495–516.

Marmontel, M.; Rosas, F.C.W.; Kendall, S. 2012. The Amazonian Manatee. In: Hines, E.M.; Reynolds III, J.E.; Aragonés, L.V.; Mignucci-Giannoni, A.A.; Marmontel, M. (Eds.). *Sirenian Conservation: Issues and Strategies in Developing Countries*. v. 1. University Press of Florida. pp. 47-53.

Marsh, H.; O’Shea, T.J.; Best, R.C. 1986. Research on Sirenians. *AMBIO*, 15(3): 177-180.

Mattfeldt, S.D.; Grant, E.H.C. 2007. Are two methods better than one? area constrained transects and leaf litterbags for sampling stream salamanders. *Herpetological Review*, 38: 43–45.

Miksis-Olds, J.L.; Donaghy, P. L.; Miller, J. H.; Tyack, P. L.; Nystuen, J. A. 2007. Noise level correlates with manatee use of foraging habitats. *Journal of the Acoustical Society of America*. 121:3011–3020.

Mintzer, V.J.; Lorenzen, K.; Frazer, T.K.; Martin, A.R.; da Silva, V.M.F. 2015. Seasonal movements of river dolphins (*Inia geoffrensis*) in a protected Amazonian floodplain. *Marine Mammal Science*. DOI: 10.1111/mms.12298.

MMA, 2000. Ministério do Meio Ambiente. *Sistema Nacional de Unidades de Conservação*. Disponível em (www.mma.gov.br/port/sbf/dap/doc/snuc.pdf). Acesso em 20 de fevereiro de 2015.

MMA, 2002. Ministério do Meio Ambiente. *Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade da Amazônia brasileira*. Brasília. MMA-SBF. 404p.

Montgomery, G.; Best, R.; Yamakoshi, M. 1981. A Radio-Traking Study of the Amazonian Manatee, *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia). *Biotropica*, 13(2): 81-85.

Negrões, N.; Sarmiento, P.; Cruz, J.; Eira, C.; Revilla, E.; Fonseca, C.; Sollmann, R.; Torres, N.M.; Furtado, M.M.; Jacomo, A.T.A.; Silveira, L. 2010. Use of camera-trapping to estimate puma density and influencing factors in central Brazil. *J. Wildl. Manag.* 74, 1195-1203.

O'Connell, A.F.; Talancy, N.W.; Bailey, L.L.; Sauer, J. R.; Cook, R.; Gilbert. A.T. 2006. Estimating site occupancy and detection probability parameters for meso- and large mammals in a coastal ecosystem. *Journal of Wildlife Management* 70(6): 1625-1633.

Oliveira, I.A.P.; Norris, D.; Michalski, F. 2015. Anthropogenic and seasonal determinants of giant otter sightings along waterways in the northern Brazilian Amazon. *Mammalian biology*, v. 80, p. 39-46.

Pereira, M.N. 1944. *O peixe-boi da Amazônia*. Boletim do Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro, 33: 21-95.

- Peres, C.A. 2011. Conservation in sustainable-use tropical forest reserves. *Conserv. Biol.* 25, 1124-1129.
- Peres, C.A.; Nascimento, H.S. 2006. Impact of game hunting by the Kayapó of southeastern Amazonia: Implications for wildlife conservation in Amazonian indigenous reserves. *Biodiversity Conserv.* 15: 2627–2653.
- Perinchery, A.; Jathanna, D.; Kumar, A. 2011. Factors determining occupancy and habitat use by Asian small-clawed otters in the Western Ghats, India. *J. Mamm.* 92: 796–802.
- Pollock, K.H.; Nichols, J.D.; Simons, T.R.; Farnsworth, G.L.; Bailey, L.L.; Sauer, J.R. 2002. Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics*, 13: 105–119.
- Reeves, R.; Leatherwood, S.; Jefferson, T.; Curry, B.; Henningsen, T. 1996. Amazonian Manatee, *Trichechus inunguis*, in Peru: Distribution, Exploitation, and Conservation Status. *Interciencia*, 21: 246-254.
- Richman N.I.; Gibbons, J.M.; Turvey, S.T.; Akamatsu, T.; Ahmed, B. 2014. To See or Not to See: Investigating Detectability of Ganges River Dolphins Using a Combined Visual-Acoustic Survey. *PLoS ONE*, 9(5): e96811.
- Robinson, J.G.; Bennett, E. L. 2000. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. In. Robinson, J. G.; Bennett, E. L. (Eds). *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press, New York, USA. P 13-30.
- Rojas, D.M. 2009. *Avaliação dos Aspectos relacionados a conservação do peixe-boi amazônico Trichechus inunguis (Natterer, 1883) e da ariranha Pteronura brasiliensis (Zimmermann, 1780) no Parque Nacional do Viruá, RR-Brasil*. Dissertação de Mestrado. Universidade federal de Roraima - UFRR. 84p.

Rondinini, C.; Rodrigues, A.S.L.; Boitani, L. 2011. The key elements of a comprehensive global mammal conservation strategy. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 366: 2591–2597.

Rosas, F.C.W. 1994. Biology, conservation and status of the Amazonian manatee *Trichechus inunguis*. *Mammal Review.* 24(2): 49-59.

Royle, J. A.; Nichols, J.D. 2003. Estimating abundance from repeated presence/absence data or point counts. *Ecology*, 84:777–790.

Rushton, S.P.; Ormerod, S.J.; Kerby, G. 2004. New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology*, 41: 193–200.

Santos, D.T.V. 2009. *Relação entre populações humanas e assembléias de carnívoros na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 46p.

Sarmiento, P.B.; Cruz, J.; Eira, C.; Fonseca, C. 2011. Modeling the occupancy of sympatric carnivorans in a Mediterranean ecosystem. *Eur. J. Wildl. Res.* 57, 119-131.

Sewell, D.; Guillera-Arroita, G.; Griffiths, R.A.; Beebee, T.J.C. 2012. When is a Species Declining? Optimizing Survey Effort to Detect Population Changes in Reptiles. *PlosONE*, 7(8): e43387.

Symonds, M.R.E.; Moussalli, A. 2011. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 65, 13–21.

Sousa-Lima, R.S. 1999. *Comunicação Acústica em peixes-boi (Sirenia: Trichechidae): Repertório, Discriminação vocal e aplicações no manejo e conservação das espécies no Brasil*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG. 74p.

Sousa-Lima, R.S.; da Silva, V.M.F. 2000. Lack of species-specific vocal recognition in Amazonian manatees: *Trichechus inunguis*. *J. Acoust. Soc. Am.*, v. 108 (5) 2541-2542.

Sousa-Lima, R.S.; Paglia, A.P.; Da Fonseca, G.A.B. 2002. Signature information and individual recognition in the isolation calls of Amazonian manatees, *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia). *Animal Behaviour*, 63, 301-310.

Thompson, W.L. 2004. *Sampling rare or elusive species: concepts, designs, and techniques for estimating population parameters*. Island Press, Washington, DC. 429p.

Timm, R.M.; Albuja, L.; Clauson, B.L. 1986. Ecology, distribution, harvest and conservation of the Amazonian manatee *Trichechus inunguis* in Ecuador. *Biotropica*, 18(2): 150-156.

Tsutsumi, C.; Ichikawa, K.; Arai, N.; Akamatsu, T.; Shinke, T.; Hara, T.; Adulyanukosol, K. 2006. Feeding behavior of wild dugongs monitored by a passive acoustical method. *Journal of the Acoustical Society of America*, 120: 1356-1360.

Yoccoz, N.G.; Nichols, J.D.; Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16:446–453.

Considerações Finais

No geral, os resultados deste estudo são relevantes como panorama geral do status populacional do peixe-boi na RDS Piagaçu-Purus, indicando mudanças positivas quanto à atitude conservação da espécie em todas as comunidades onde o estudo foi realizado. Verificamos que a diminuição nas práticas de caça da espécie esteve relacionada com o início das práticas de manejo pelas comunidades locais (por exemplo, manejo do pirarucu), contribuindo paralelamente para a conservação do peixe-boi e demais organismos aquáticos. Porém, o abate e consumo de espécies ameaçadas da fauna pode comprometer a efetividade dessa Unidade de Conservação.

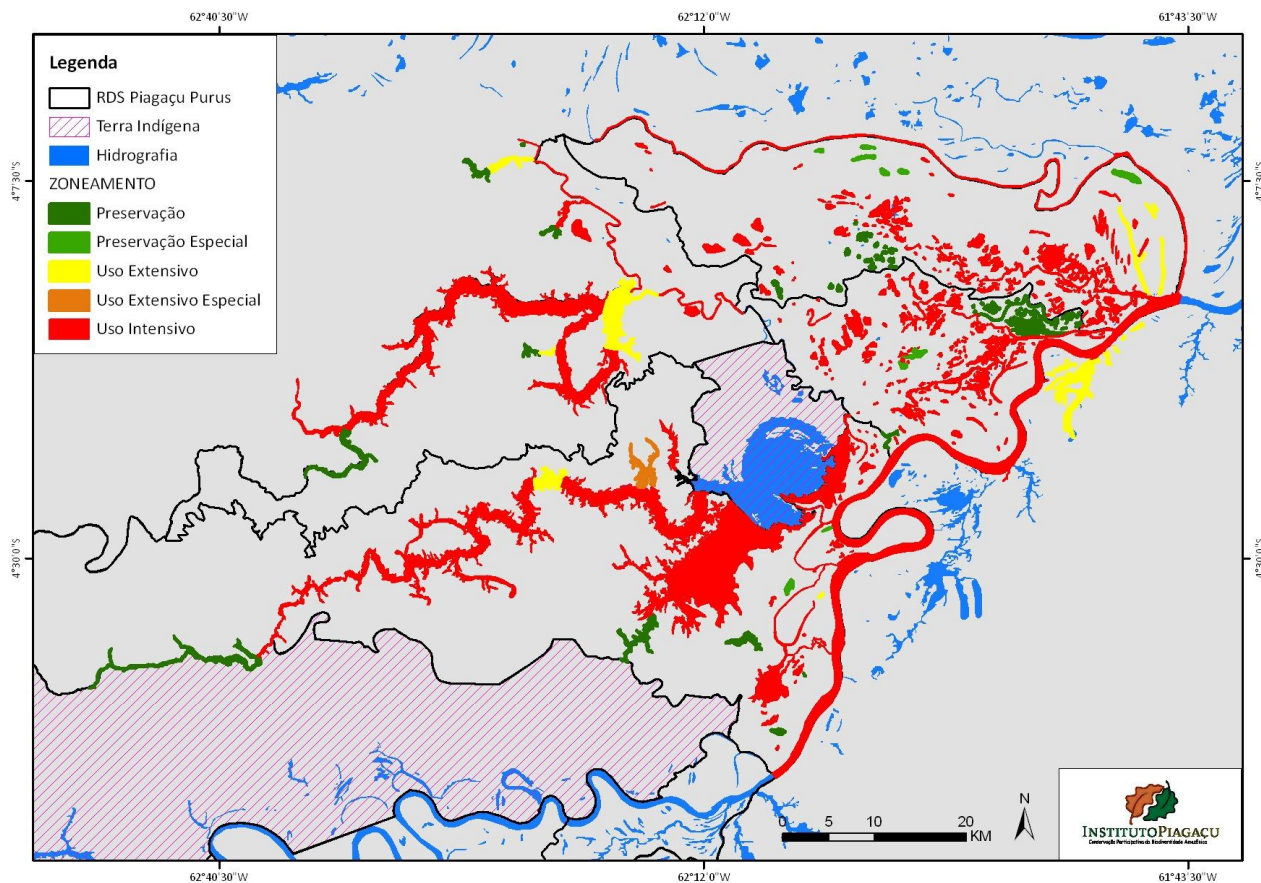
Ainda que sejam necessários estudos populacionais mais longos e exaustivos, os resultados deste estudo sugerem que o peixe-boi não tem sofrido influência negativa da presença humana, e que pelo menos nesta região, a Reserva tem cumprido o seu papel de conciliar a conservação com o uso dos recursos naturais pelas comunidades humanas. Entretanto, é difícil extrapolar estes resultados para outros grupos da fauna devido à maior pressão de caça, ou para as demais localidades da Reserva onde a densidade humana é maior e o uso dos recursos naturais seja diferente. A expansão deste trabalho para outras regiões deve ser incentivada para futuras comparações.

As estimativas de ocupação têm servido como substituto para o tamanho populacional bruto, representando uma alternativa econômica e logística viável para trabalhos com a espécie na natureza. As estimativas de ocupação obtidas neste estudo podem ser usadas como precursoras de futuros esforços de monitoramento do peixe-boi na região, utilizando os resultados como linha de base para avaliar tendências demográficas da espécie em longo prazo.

Por fim, nossos resultados buscam contribuir com projetos de monitoramento em larga escala na RDS Piagaçu-Purus. Estas informações fornecem subsídios para que os gestores e comunidades locais estabeleçam zonas de proteção e regras para o uso nas regiões que necessitam de uma atenção imediata para a conservação do peixe-boi, garantindo que tais iniciativas de proteção espacial sejam atendidas para o efetivo manejo da espécie e seus habitats na Reserva. Espera-se que a abordagem empregada neste trabalho seja replicada para outras regiões da Amazônia, diminuindo aos poucos as lacunas do conhecimento sobre esta importante espécie de mamífero aquático.

Anexos

Anexo 1 – Mapa do zoneamento da área norte da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP).



Anexo 2 – Roteiro de perguntas para coleta de dados sobre a percepção do peixe-boi da Amazônia na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus – AM.

DADOS DA ENTREVISTA

Número:

Data:

Local:

Coletor:

DADOS DO ENTREVISTADO

Nome:

Sexo:

Idade:

Número de filhos:

Local de nascimento:

Tempo de moradia na área:

Principal ocupação/renda:

Anos de escolaridade:

Tempo de pescaria:

Frequência atual: diária semanal quinzenal

PERCEPÇÃO SOBRE O PEIXE-BOI

- 1) A água do rio é boa pra beber? sim não _____
- 2) A quantidade de capim nos últimos 10 anos? aumentou diminui está igual não sabe
- 3) Alguma mudança na paisagem? Qual? sim não _____
- 4) Já teve contato com o peixe-boi? Qual? não caçou acomp. caça batição viu comeu
- 5) Já viu carcaça, emalhado ou encalhado? sim não filhote adulto _____
- 6) A população de peixe-boi nos últimos 10 anos? aumentou diminui está igual não sabe
- 7) Porque você acha isso? _____
- 8) O zoneamento da reserva ajuda o peixe-boi? sim não não sabe _____
- 9) Quais os perigos para o peixe-boi hoje? _____
- 10) Acha que o peixe-boi está em perigo? Por quê? sim não não sabe _____
- 11) O peixe-boi poderia ser caçado pra broca? sim não não sabe _____
- 12) Conservar o peixe-boi é importante? Por quê? sim não não sabe _____
- 13) Peixe-boi causa problemas? Como? sim não não sabe _____
- 14) O que faria se visse um peixe-boi vivo na rede? _____
- 15) A caça do peixe-boi nos últimos 5 anos? aumentou diminui está igual não sabe
- 16) Hoje, os caçadores da reserva são da onde? dentro fora os 2 _____
- 17) Estão surgindo novos caçadores na reserva? sim não não sabe _____
- 18) Tem caçador de peixe-boi na família? avô pai tio irmãos filhos _____
- 19) Qual a última vez que comeu? _____
- 20) A carne é a mais saborosa? sim não segunda mais _____
- 21) Como pode usar o peixe-boi? alimentação medicinal amuleto amarração
- 22) O que se usa do peixe-boi? carne gordura couro ossos vísceras
- 23) Sabe crença/lenda sobre o peixe-boi? Lugar? _____

Anexo 3 – Roteiro de perguntas para coleta de dados sobre a mortalidade do peixe-boi da Amazônia na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus – AM.

DADOS DA ENTREVISTA

Número:

Data:

Local:

Coletor:

DADOS DO ENTREVISTADO

Nome:

Sexo:

Idade:

Número de filhos:

Local de nascimento:

Tempo de moradia na área:

Principal ocupação/renda:

Anos de escolaridade:

Tempo de pescaria:

Frequência atual: diária semanal quinzenal

ASPECTOS DE CAÇA DO PEIXE-BOI

- 1) Com quem você aprendeu a caçar peixe-boi? sozinho pai avô colega _____
- 2) Com que idade caçou o primeiro peixe-boi? _____
- 3) Quais os principais locais de caça? O que tem lá? _____
- 4) Acha que os locais de caça mudaram? sim não _____
- 5) Quanto tempo gastava para caçar peixe-boi? _____
- 6) Que métodos/apetrechos usava pra caça? arpão pari bola de capim rede batição torno
- 7) As técnicas variam com a época e local? sim não _____
- 8) Que materiais (tipo de canoa, haste) usava? _____
- 9) Em que época caça mais? Por quê? verão inverno enchente vazante ano todo
- 10) Como era a frequência de caça no ano? _____
- 11) Qual o tamanho médio dos animais? O maior _____
- 12) Acha mais fácil matar fêmea ou macho? Escolhia? sim não macho fêmea _____
- 13) Você caçava sozinho ou em grupo? sozinho grupo os dois _____
- 14) Qual o destino dado ao peixe-boi? vendia comia doava outro
- 15) Qual o valor da venda? _____
- 16) Quanto a caça do peixe-boi ajudava na renda? 50% menos mais _____
- 17) Ainda tem procura por carne de peixe-boi? Onde? sim não recreio comunidade cidade
- 18) Parou de caçar? Por quê? sim não _____
- 19) Qual o último abate que fez (ano)? Quantos? _____
- 20) Quantos peixes-bois caçou? _____
- 21) Número máximo de animais em um único dia? Avistados: _____ Abatidos: _____

Anexo 4 – Distribuição espacial do peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*) influenciado positivamente pela proximidade da comunidade, nos habitats de várzea e lago de ria da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus – AM.

