

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

**DISTRIBUIÇÃO E ESTIMATIVA POPULACIONAL DE BOTO-
VERMELHO (*Inia geoffrensis*) E TUCUXI (*Sotalia fluviatilis*) NO
BAIXO RIO NEGRO, AMAZONAS**

MARCELE CUNHA RIBEIRO DO VALLE

**Manaus, Amazonas
Março, 2018**

MARCELE CUNHA RIBEIRO DO VALLE

**DISTRIBUIÇÃO E ESTIMATIVA POPULACIONAL DE BOTO-
VERMELHO (*Inia geoffrensis*) E TUCUXI (*Sotalia fluviatilis*) NO
BAIXO RIO NEGRO, AMAZONAS**

ORIENTADORA: Dra VERA MARIA FERREIRA DA SILVA

Dissertação de Mestrado apresentada
ao Programa de Pós-Graduação em
Biologia de Água Doce e Pesca Interior,
BADPI/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

Fontes Financiadoras: CNPq, Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza

**Manaus, Amazonas
Março, 2018**

Dedico esse estudo aos meus pais, que me apoiam desde SEMPRE.

“Sou um só, mas ainda assim sou um. Não posso fazer tudo, mas posso fazer alguma coisa. E, por não poder fazer tudo, não me recusarei a fazer o pouco que posso.”

Edward Everett Hale

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pelo dom da vida;

Aos meus amados pais, pelo amor e apoio incondicionais que sempre me deram;

Aos meus irmãos queridos, que mesmo longe, se tornam tão presentes, fazendo com que a distância seja um fardo menor;

Aos meus familiares, por acreditarem e torcerem pelo meu melhor;

Ao Carlos, por me apoiar e entender o quanto essa conquista é importante para mim;

A turma do BADPI 2015, pelas várias resenhas e momentos de distração nos bares de Manaus;

As meninas do BAPDI 2015 e do LMA, pelos momentos de cumplicidade e fofoca, deixando tudo mais leve, quando o que mais queria era gritar;

Ao pessoal do LMA e da AMPA, por todo apoio e carinho, pelas críticas e sugestões em todas as etapas do trabalho;

A minha orientadora, dra. Vera, por me permitir vivenciar a Amazônia, por todo aprendizado e conselho dado;

A todos os meus amigos de BH, que entenderam minha escolha e vivem comigo esse momento, seja rindo ou chorando;

Ao pessoal que participou das expedições, aguentando sol quente na cabeça;

A todos os professores do BADPI pelo conhecimento adquirido;

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado e a Fundação Grupo O Boticário de Proteção à Natureza por financiar o projeto;

A todos, que direta e/ou indiretamente me ajudaram de alguma forma.

Peço desculpas se esqueci alguém, mas todos moram no meu coração.

Muito obrigada!!

RESUMO

Informações sobre uso de habitat e densidade populacional são essenciais para conhecimento da dinâmica populacional de espécies. Além disso, são importantes para guiar medidas de conservação e manejo. Na Amazônia, devido à proximidade com populações humanas, os golfinhos de rio são considerados como espécies ameaçadas. Porém, de acordo com a IUCN, é limitada a quantidade de informações sobre ameaças sofridas, ecologia, estimativas e tendências populacionais para os botos-vermelho e tucuxis. Com objetivo de preencher esta lacuna, o presente estudo determinou a densidade populacional e a distribuição desses golfinhos no baixo rio Negro, verificando a existência de preferência por habitats e áreas de maior densidade. O estudo foi realizado na região do baixo rio Negro, compreendida entre os municípios de Novo Airão e Manaus. Duas expedições de campo foram realizadas em 2016: uma no período de enchente (abril) e outra no período de vazante (outubro) do rio. Duas embarcações foram utilizadas: barco regional de 16m de comprimento com dois andares e lancha pequena com motor de 15hp. Para a contagem, houve a combinação de duas metodologias de levantamento: transectos de banda de 200m nas margens e transectos lineares, com o uso de amostragem de distância, no centro do rio. No período de enchente (abril), houve 298 avistagens, com 195 botos-vermelhos e 333 tucuxis, e taxa de encontro geral de 0,91 indivíduo/km, sendo 0,34 boto-vermelho/km e 0,57 tucuxi/km. No período de vazante (outubro), foram feitas 276 avistagens, com 195 botos-vermelhos e 244 tucuxis, e taxa de encontro geral de 1,08 indivíduos/km, sendo 0,48 boto-vermelho/km e 0,60 tucuxi/km. Durante a enchente, o estrato “lago” teve maior densidade de botos-vermelhos ($D = 2,4 \text{ ind/km}^2$) e menor densidade de tucuxis ($D = 1,0 \text{ ind/km}^2$). Na vazante, o estrato “paraná” apresentou maior densidade de botos-vermelhos ($D = 2,3 \text{ ind/km}^2$) e tucuxis ($D = 2,6 \text{ ind/km}^2$). A distribuição desigual de uma espécie, observada ao longo de uma área, é provavelmente resultado de uma distribuição desigual dos recursos, orientada por variação topográfica ou fragmentação do habitat. Apesar da alta diversidade de peixes, o rio Negro apresenta alguns fatores que limitam a abundância das espécies existentes, como níveis baixos de nutrientes (oligotrofia), desgaste provocado pelo pulso de inundação e baixa produtividade de biomassa animal e vegetal. Além disso, as estimativas de densidades são dificultadas pelo comportamento discreto dos golfinhos e sua alta mobilidade. Esse estudo é a primeira tentativa de estimativa populacional de boto-vermelho e tucuxi no baixo rio Negro. Espera-se que os resultados encontrados possam servir de base para futuras pesquisas e medidas efetivas de conservação.

Palavras-chave: golfinhos de água doce, amostragem de distância, habitat, densidade, conservação

ABSTRACT

Information on habitat use and population density are essential to understand the population dynamics of a specie. They are also important for guiding conservation and management measures. In the Amazon, due to its proximity to human populations, river dolphins are considered endangered species. However, according to the IUCN, there is limited amount of information on threats, ecology, estimates and population trends for the Amazon river and Tucuxi dolphins. In order to fill this gap, the present study investigated the population density and distribution of these dolphins in the lower Negro River, verifying the existence of preference for habitats and areas of higher density. The study was carried out in the lower Negro river region, comprising the municipalities of Novo Airão and Manaus. Two visual surveys were carried out in 2016: one in the flood period (April) and another in the lowing (October) period. Two vessels were used: a regional boat with length of 16m with two floors and a small boat with 15hp engine. For counting, two survey methodologies were used: 200m strip transects in river margins and linear transects, using distance sampling, in the center of the river. In the flood period (April), there were 298 sightings, with 195 boto dolphins and 333 tucuxis, with a general encounter rate of 0.91 individual/km, being 0.34 botos/km and 0.57 tucuxi/km. In the lowing period (October), 276 sightings were made, with 195 botos and 244 tucuxis, with a general encounter rate of 1.08 individuals/km, with 0.48 boto/km and 0.60 tucuxi/km. During the flood, the stratum "lake" had a higher density of botos ($D = 2.4 \text{ ind/km}^2$) and lower density of tucuxis ($D = 1.0 \text{ ind/km}^2$). In the lowing period, the "paraná" stratum showed higher density of both botos ($D = 2.3 \text{ ind/km}^2$) and tucuxis ($D = 2.6 \text{ ind/km}^2$). The uneven distribution of a species, observed along an area, is probably the result of an uneven distribution of resources, driven by topographic variation or habitat fragmentation. Despite the high diversity of fish, the Negro River presents some factors that limit the abundance of existing species, such as low levels of nutrients (oligotrophy), caused by the flood pulse and low productivity of animal and plant biomass. In addition, estimates of densities are hampered by the discrete behavior of dolphins and their high mobility. This study is the first attempt to estimate the population of botos and tucuxis in the lower Negro River. We expect that the results could serve as a basis for future research and effective conservation measures.

Key words: river dolphins, distance sampling, habitat, density, conservation

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	18
2.1 Objetivo Geral	18
2.2 Objetivos Específicos	18
3. METODOLOGIA	19
3.1 Área de Estudo	19
3.2 Coleta de Dados	20
3.3 Análise dos Dados	25
4. RESULTADOS	28
4.1 Esforço Amostral	28
4.2 Avistagens e Tamanho de Grupo	29
4.3 Distribuição por Habitat	32
4.4 Distribuição ao Longo do Rio	36
4.5 Densidade	36
5. DISCUSSÃO	40
5.1 Esforço Amostral	40
5.2 Avistagens e Tamanho de Grupo	41
5.3 Distribuição por Habitat e ao Longo do Rio	42
5.4 Densidade	44
6. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES FINAIS	50
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Localização da região do baixo rio Negro, com a marcação dos dois municípios que a delimitam (Novo Airão e Manaus) e do Parque Nacional de Anavilhanas, a nível estadual, federal e continental..... 19
- Figura 2: Esquema representativo das duas metodologias de levantamento utilizadas durante a coleta de dados no baixo rio Negro. Linha vermelha representa o trajeto da embarcação durante o transecto de banda. Adaptado de Martin *et al.* (2004)..... 21
- Figura 3: Barco regional utilizado nas duas expedições de campo no baixo rio Negro. Os círculos vermelhos marcam as equipes posicionadas nas plataformas de observação, localizadas na proa e na popa da embarcação..... 22
- Figura 4: Lancha pequena (voadeira) utilizada nas expedições de campo no baixo rio Negro, quando não era possível utilizar a embarcação grande, com as equipes já posicionadas para observação. 22
- Figura 5: (A) responsável pela medição de distância da margem em tempo real, com auxílio de um telêmetro; (B) observador de proa, realizando avistagem com auxílio de binóculos e tábua de ângulo fixada a sua frente. 23
- Figura 6: Planilha de campo para anotação dos dados coletados durante a avistagem, aparelho GPS para posição geográfica e rádio portátil para comunicação entre as plataformas (proa e popa)..... 24
- Figura 7: Mapa do baixo Rio Negro, com marcação por GPS dos transectos realizados na expedição de campo feita em abril de 2016. 28
- Figura 8: Mapa do baixo Rio Negro, com marcação por GPS dos transectos realizados na expedição de campo feita em outubro de 2016. 29
- Figura 9: Avistagens de A) *Inia geoffrensis* e B) *Sotalia fluviatilis* no baixo rio Negro durante a expedição de abril (período de enchente) de 2016; pontos marcados por GPS. 29
- Figura 10: Avistagens de A) *Inia geoffrensis* e B) *Sotalia fluviatilis* no baixo rio Negro durante a expedição de outubro (período de vazante) de 2016; pontos marcados por GPS..... 30

Figura 11: Habitats encontrados nas margens do baixo rio Negro, durante as expedições realizadas em 2016: (A) área antropizada; (B) barranco; (C) confluência; (D) enseada; (E) igapó; (F) praia..... 32

Figura 12: Tamanho de grupo de *Inia geoffrensis* nos diferentes habitats encontrados durante a expedição de campo feita no período de enchente do baixo rio Negro..... 34

Figura 13: Tamanho de grupo de *Inia geoffrensis* nos diferentes habitats encontrados durante a expedição de campo feita no período de vazante do baixo rio Negro. 34

Figura 14: Tamanho de grupo de *Sotalia fluviatilis* nos diferentes habitats encontrados durante a expedição de campo feita no período de enchente do baixo rio Negro..... 35

Figura 15: Tamanho de grupo de *Sotalia fluviatilis* nos diferentes habitats encontrados durante a expedição de campo feita no período de vazante do baixo rio Negro. 35

Figura 16: Distribuição do número de *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis* em relação a distância da margem durante os transectos de banda de 200m feitos nas duas expedições de campo no baixo rio Negro, 2016. 36

Figura 17: Histograma mostrando a probabilidade de detecção de *Inia geoffrensis* em relação a distância perpendicular da linha do transecto. A curva representa o modelo Hazard Rate ajustado aos dados a partir do software DISTANCE. 38

Figura 18: Histograma mostrando a probabilidade de detecção de *Sotalia fluviatilis* em relação a distância perpendicular da linha do transecto. A curva representa o modelo Hazard Rate ajustado aos dados a partir do software DISTANCE. 38

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1: Descrição dos habitats encontrados nas margens do baixo rio Negro, durante as expedições realizadas em 2016 (adaptado de Martin et al., 2004)..... 25
- Tabela 2: Número de indivíduos avistados por tamanho do grupo nas expedições de campo feitas no baixo rio Negro, em 2016. 31
- Tabela 3: Número de avistagens confirmadas por espécie nas expedições de campo feitas na enchente e na vazante no baixo rio Negro, em 2016..... 31
- Tabela 4: Distribuição de *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis* observados ao longo dos habitats identificados e georreferenciados nas margens do baixo rio Negro. 33
- Tabela 5: Densidade de *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis* observados ao longo dos estratos presentes no baixo rio Negro, durante os transectos de banda de 200m, com base em Martin et al. (2004). 37
- Tabela 6: Densidade (D) e coeficiente de variação (CV) para *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis*, obtidos pelas análises do programa DISTANCE para os transectos lineares. 39
- Tabela 7: Densidade de *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis* observados ao longo dos estratos no baixo rio Negro, durante os transectos de banda e lineares, com correção dos valores de $g(0)$, com base em Gomez-Salazar *et al.* (2012). Espaço em branco é quando não foi possível obter os dados..... 39

1. INTRODUÇÃO

Conhecimentos sobre densidade e distribuição por habitat são de grande importância para o efetivo manejo e conservação de uma espécie (GOMEZ-SALAZAR *et al.*, 2012), assim como para avaliação das ameaças sofridas por ela (MARTIN & da SILVA, 2004).

Na Amazônia, a amplitude das inundações anuais nos rios varia até 15m, com um importante impacto na distribuição da vida silvestre (AYRES, 1993). A flutuação no nível dos rios molda a paisagem e domina a ecologia das áreas alagadas, impondo um ritmo sazonal à flora e à fauna. Assim, atua no uso do habitat pelos golfinhos, por influenciar a densidade, a distribuição e os movimentos de suas presas (FAUSTINO & da SILVA, 2006). Durante a estação seca, o boto-vermelho pode estar restrito aos lagos grandes e profundos e principais canais de rios, mas na época das chuvas, quando os rios transbordam, são avistados em áreas alagadas, como igapós e várzeas (BEST & da SILVA, 1993; da SILVA, 2009). O tucuxi pode ser encontrado nos canais principais dos rios, bem como em lagos maiores durante a estação seca, evitando canais estreitos e lagos internos associados a áreas alagadas, para não ficar preso (da SILVA & BEST, 1994; 1996; FAUSTINO & da SILVA, 2006). No período de águas altas, apesar de habitats relacionados a locais alagados se tornarem fisicamente disponíveis, não são utilizados pelo tucuxi, uma vez que os peixes ali presentes podem escapar facilmente para dentro das florestas alagadas, local não explorado pela espécie, devido a sua morfologia (da SILVA *et al.*, 2010). O tucuxi tem preferência por locais de pouca turbulência e elevada produtividade, onde a densidade de presas é alta, como confluências e encontro das águas (MAGNUSSON *et al.*, 1980; da SILVA, 1994; MARTIN *et al.*, 2004; FAUSTINO & da SILVA, 2006).

Estudos de populações biológicas requerem estimativas de densidade ou tamanho populacional (BUCKLAND *et al.*, 2001). O conhecimento do tamanho da população de animais silvestres ajuda na compreensão de estudos sobre biologia, ecologia e conservação. A prática de contagem de animais com o objetivo de inferir sobre o número e distribuição de um grupo tem longa tradição na ecologia e manejo da fauna silvestre (SEBER, 1986). Estimativas robustas de densidade e abundância são

necessárias para confirmar o estado de conservação e monitorar tendências populacionais de golfinhos de rio em todo o planeta (REEVES & LEATHERWOOD, 1994; IWC, 2000; REEVES *et al.*, 2000). Os golfinhos da Amazônia estão amplamente distribuídos na bacia Amazônica. Entretanto, o tamanho da população dessas espécies é atualmente desconhecido.

Dois métodos são comumente empregados nas estimativas populacionais de cetáceos: marcação-recaptura (*mark-recapture*) e levantamento por amostragem de distância (*distance sampling*) (DAWSON *et al.*, 2008). A utilização do primeiro método exige maior tempo de amostragem, assim como maior custo logístico e financeiro (MARTIN & da SILVA, 2004). O comportamento discreto na superfície da água pelos golfinhos de água doce limita a viabilidade de identificação, tornando a marcação-recaptura com foto, por exemplo, geralmente impraticável a curto prazo (SMITH & REEVES, 2000). Comum em trabalhos com baleias, a foto identificação já foi utilizada em estudos com boto-vermelho e tucuxi. No entanto, foi mostrado que, para o boto-vermelho, a obtenção de dados de qualidade para estimativas populacionais, é necessário um grande esforço de coleta em longo prazo (TRUJILLO, 1994; MCGUIRE & HENNINGSEN, 2007; GOMEZ-SALAZAR *et al.*, 2014) e o resultado acaba ficando restrito a uma pequena escala geográfica (DAWSON *et al.*, 2008). Assim, esse tipo de marcação-recaptura é indicado para programas de monitoramento, que contam com tempo e recurso financeiro disponível (GOMEZ-SALAZAR *et al.*, 2014). O uso de métodos que permitem obter dados populacionais de forma satisfatória e que combinem menor custo, com menor esforço de coleta é preferível. Para fins de conservação, a demora na coleta dos dados pode representar um atraso significativo nas tomadas de decisão e na sobrevivência de uma espécie. Para muitas espécies, censos completos não são viáveis e estimativas de abundância são obtidas utilizando-se métodos baseados em amostragem da população de interesse (DAWSON *et al.*, 2008). A utilização do método de amostragem de distâncias para coleta dessas informações tem demonstrado sucesso para uma variedade de taxa, como plantas, insetos, répteis, anfíbios, mamíferos terrestres e aquáticos (THOMAS *et al.*, 2002).

Os estudos populacionais com boto-vermelho e tucuxi têm grandes lacunas (espacial e temporal) e poucos são os trabalhos com monitoramento a longo prazo. As

principais referências publicadas para boto-vermelho e tucuxi na América do Sul, utilizando o método de amostragem de distâncias, foram os trabalhos de Vidal *et al.* (1997), um dos primeiros a utilizar o protocolo padronizado de amostragem de distância, com o uso de transectos lineares e de banda, amostrando uma área de 250km² ao longo de 120km do rio Amazonas na fronteira da Colômbia, Peru e Brasil; de Martin *et al.* (2004), que amostrou uma área dentro de um raio de 50km da confluência dos rios Solimões e Japurá, na Amazônia brasileira (cinco levantamentos ao longo de todo ciclo hidrológico, percorrendo um total de 1319,7km) e de Gomez-Salazar *et al.* (2012), que amostrou alguns rios das bacias Amazônica e do Orinoco em cinco países (Bolívia, Colômbia, Equador, Peru e Venezuela), totalizando uma área de 5708km², mas sem avaliar a densidade de um mesmo local em diferentes épocas do ciclo hidrológico. Outros estudos populacionais realizados com esses golfinhos na Amazônia foram os de Magnusson *et al.* (1980) no rio Solimões (Brasil), Leatherwood (1996) e McGuire (2002) no Peru, Aliaga-Rossel (2002) e Guizada & Aliaga-Rossel (2016) na Bolívia e Pavanato *et al.* (2016) no rio Tapajós (Brasil). Apesar dos estudos de estimativas populacionais já conduzidos, a comparação entre eles necessita de certos cuidados, devido a diferenças no protocolo de avistagem (número de observadores e de plataformas), tipo de análise dos dados (taxa de encontro *versus* densidade/abundância), estação hidrológica trabalhada (período de águas altas, baixas ou em transição), entre outros (GOMEZ-SALAZAR *et al.*, 2012; PAVANATO *et al.* in press).

O boto-vermelho (*Inia geoffrensis*) faz parte da família Iniidae, enquanto o tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) pertence à família Delphinidae. Estes golfinhos são simpátricos, mas apresentam diferenças marcantes entre si quanto à dieta, preferência de habitat e história natural (da SILVA, 1994; da SILVA & BEST, 1994; MARTIN *et al.*, 2004; FAUSTINO & da SILVA, 2006).

O boto-vermelho, endêmico das bacias dos rios Amazonas e Orinoco, é considerado o maior cetáceo de água doce (BEST & da SILVA, 1993). Ele tem rosto longo, com cerdas curtas e esparsas, cabeça relativamente grande e robusta, olhos pequenos, nadadeiras peitorais largas, achatadas e flexíveis, nadadeira dorsal longa e baixa, similar a uma quilha de barco, e flexibilidade da cabeça e do pescoço, devido a não fusão das vértebras cervicais (da SILVA, 1994). Essas características permitem que

Inia geoffrensis nade em locais de menor profundidade e em ambientes de floresta alagada (BEST & da SILVA, 1993). É uma espécie normalmente solitária, sendo raramente avistada em grupos de mais de quatro indivíduos. Grupos maiores podem ocorrer especialmente em áreas de alimentação, descanso ou em épocas que envolvem a corte e o acasalamento (da SILVA, 2009). Na fase adulta, os machos podem alcançar o comprimento de 255 cm e pesar 185 kg, enquanto as fêmeas atingem em torno de 215 cm e 140 kg (da SILVA, 1994; MARTIN & da SILVA, 2006). Sua coloração pode variar de cinza-escuro a rosa brilhante, dependendo da idade e do sexo do animal. Machos adultos e sexualmente ativos são mais rosados devido à intensa despigmentação causada por abrasão e cicatrizes, resultantes de confrontos intraespecíficos. A região ventral é mais clara que a dorsal, mas não existe uma linha separando essas regiões do corpo (da SILVA, 2004; MARTIN & da SILVA, 2006).

Sotalia fluviatilis é a única espécie de Delphinidae que vive exclusivamente em águas doce (FLORES & da SILVA, 2009). É considerado o menor dos delfinídeos, atingindo no máximo 150 cm de comprimento e pesando entre 45 e 50 kg. Não apresenta dimorfismo sexual evidente e a diferenciação entre machos e fêmeas só é possível pela região genital. Seu corpo é hidrodinâmico e robusto, com melão redondo e bem definido, e o rostro curto e largo na base. A nadadeira dorsal triangular é curta na base, alta e ligeiramente falcada na ponta (da SILVA & BEST, 1994; 1996). O tucuxi é um golfinho de hábitos gregários e pode ser facilmente avistado em grupos que variam de dois a mais de seis indivíduos, embora em certas ocasiões, como durante o período reprodutivo e de atividades de alimentação, possam ser avistados em grupos de mais de 20 (FAUSTINO & da SILVA, 2006). A coloração do corpo pode variar de cinza-escuro a cinza-claro, com a região ventral rosada ou esbranquiçada e os flancos mais claros, com uma linha cinza, que vai do rostro a nadadeira peitoral, separando a região ventral da dorsal (da SILVA *et al.*, 2008).

A biodiversidade nos ecossistemas de água doce está em rápido declínio e é considerada ainda mais ameaçada em comparação aos ecossistemas terrestres e marinhos (REVENGA *et al.*, 2000; VÖRÖSMARTY *et al.*, 2010). Os rios estão em risco devido ao impacto de múltiplos estressores humanos, incluindo mudanças na quantidade e na qualidade da água, modificação do habitat e mudanças climáticas. Os

impactos atuais desses estressores estão aumentando drasticamente e são insustentáveis a longo prazo (ALCAMO *et al.*, 2005). Devido à sua distribuição reduzida e a proximidade com as populações humanas, os golfinhos de rio estão entre os cetáceos mais ameaçados do mundo. Ocorrem em pequenas partes de duas grandes regiões: nas bacias dos rios Amazonas e Orinoco na América do Sul (espécies dos gêneros *Sotalia* e *Inia*) e nas bacias dos rios Indu e Ganges na Ásia (espécie do gênero *Platanista*) (HAMILTON *et al.*, 2001). Uma quarta espécie (*Lipotes vexillifer*) existiu na bacia do rio Yangtze, também no continente asiático, mas após levantamentos feitos em 2006, foi considerada funcionalmente extinta (TURVEY *et al.*, 2007). Os golfinhos de água doce são espécies com alto investimento parental e baixa taxa reprodutiva, considerados extremamente vulneráveis por viverem próximas a comunidades humanas e seus impactos antrópicos (REEVES *et al.*, 2000; REEVES & MARTIN, 2009; WILLIAMS *et al.*, 2016). As populações ribeirinhas não param de crescer e a água se torna um recurso cada vez mais estratégico, evidenciando que as perspectivas para os golfinhos de água doce certamente irão piorar (REEVES & MARTIN, 2009).

Os golfinhos da Amazônia sofrem diversas ameaças, como matança indiscriminada devido a conflitos com os pescadores, captura e morte acidental em redes de pesca, aumento no tráfego de embarcações, perda e degradação de seus habitats, além da matança direcionada de boto-vermelho para servir de isca na pesca da piracatinga (*Calophysus macropterus*) (da SILVA & MARTIN, 2010). O aumento de atividades de interação com os botos-vermelhos também vem sendo reportado como potencial ameaça à espécie, incluindo atividades baseadas no condicionamento dos animais por meio da alimentação artificial (ALVES *et al.*, 2011; da SILVA & MARTIN, 2010). As duas espécies estão no topo da cadeia alimentar, com importante papel na manutenção dos ecossistemas fluviais amazônicos. Predadores de topo têm sido descritos como espécies-chave, influenciando extinções secundárias e restaurações ecológicas (WALLACH *et al.*, 2009).

Inia geoffrensis e *Sotalia fluviatilis* tornaram-se protegidas no Brasil quando foi instituída a lei de Proteção a Fauna (nº 5.197, de 03 de janeiro de 1967), que abrange animais de quaisquer espécies, em qualquer fase do seu desenvolvimento e que vivem naturalmente fora do cativeiro, constituindo a fauna silvestre. A Portaria SUDEPE nº

11/86, que proíbe, nas águas sob jurisdição nacional, a perseguição, caça, pesca ou captura de pequenos cetáceos, pinípedes e sirênios (parágrafo único, art. 1º) fortaleceu e direcionou essa proteção aos mamíferos aquáticos do país. De acordo com a Portaria MMA nº 444/2014, que traz a Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção, o boto-vermelho está na categoria “Em Perigo”, enquanto o tucuxi é classificado como “Quase Ameaçado”. *Inia geoffrensis* estava incluída na categoria “Vulnerável” na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN, mas em 2008, a espécie foi reavaliada e reclassificada, e assim como *Sotalia fluviatilis*, é, atualmente, considerada como “Dados Insuficientes”, devido a quantidade limitada de informações atuais sobre ameaças sofridas, ecologia, estimativas e tendências populacionais. É importante ressaltar que os locais nos quais foram feitos estudos de densidade e abundância desses golfinhos são apenas uma pequena parte de toda área de distribuição e muitos deles datam de muito tempo. Assim, as impressões encontradas nesses locais podem não representar a atual realidade dessas espécies (IUCN, 2013).

Por apresentar rica biodiversidade e grande beleza cênica, o rio Negro é alvo de alta demanda no turismo. O número de barcos que navegam esse rio tem aumentado a cada ano, popularizando e despertando uma forma diferente de conhecer a Amazônia (SOUZA *et al.*, 2010). Considerando a falta de informações sobre o tamanho populacional de boto-vermelho e do tucuxi e as ameaças que podem sofrer na região, esse estudo buscou determinar a densidade populacional e a distribuição desses golfinhos no baixo rio Negro, verificando a existência de preferência por habitats e as áreas de maior densidade, visando aumentar as informações ecológicas sobre essas espécies, que possam contribuir para sua conservação.

2. OBJETIVOS

2.1 *Objetivo Geral*

Determinar a densidade populacional e a distribuição por habitat de *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis* no baixo rio Negro.

2.2 *Objetivos Específicos*

Registrar o número de indivíduos de boto-vermelho e tucuxi no baixo rio Negro;

Comparar a taxa de encontro de boto-vermelho e tucuxi entre os habitats encontrados no baixo rio Negro;

Verificar a influência da vazante e da enchente na distribuição de boto-vermelho e tucuxi no baixo rio Negro.

3. METODOLOGIA

3.1 *Área de Estudo*

O estudo foi realizado na região do baixo Rio Negro, compreendida entre os municípios de Novo Airão (02°37'S, 60°56'W) e Manaus (03°06'S, 60°01'W), no estado do Amazonas, Brasil (Figura 1). O rio Negro é um dos três maiores rios do mundo e um dos principais afluentes do rio Amazonas.

É um rio de água preta, extremamente pobre em sais minerais, com baixa condutividade e por falta de nutrientes, como cálcio e magnésio, tem pH ácido (3,0 a 5,0) (SIOLI, 1957). A cor escura é proveniente da decomposição de material orgânico produzido pelas florestas (LEENHEER, 1980). Apesar de seu canal de drenagem ser relativamente bem definido, o rio Negro possui extensas áreas de terra inundadas sazonalmente, chamadas de igapós (ZEIDEMANN, 2001). Além disso, conta com confluências, lagos insulares, ilhas e praias; essa última, no período de águas baixas (GOULDING *et al.*, 1988). O baixo rio Negro está inserido no Corredor Ecológico Central da Amazônia, maior área de proteção ambiental contínua do mundo. A importância ecológica e social dos ecossistemas dessa região é evidenciada pela grande diversidade biológica, o que lhe confere a classe de Área de Extrema Importância para Conservação, segundo o Relatório “Biodiversidade Brasileira” (BRASIL, 2002).

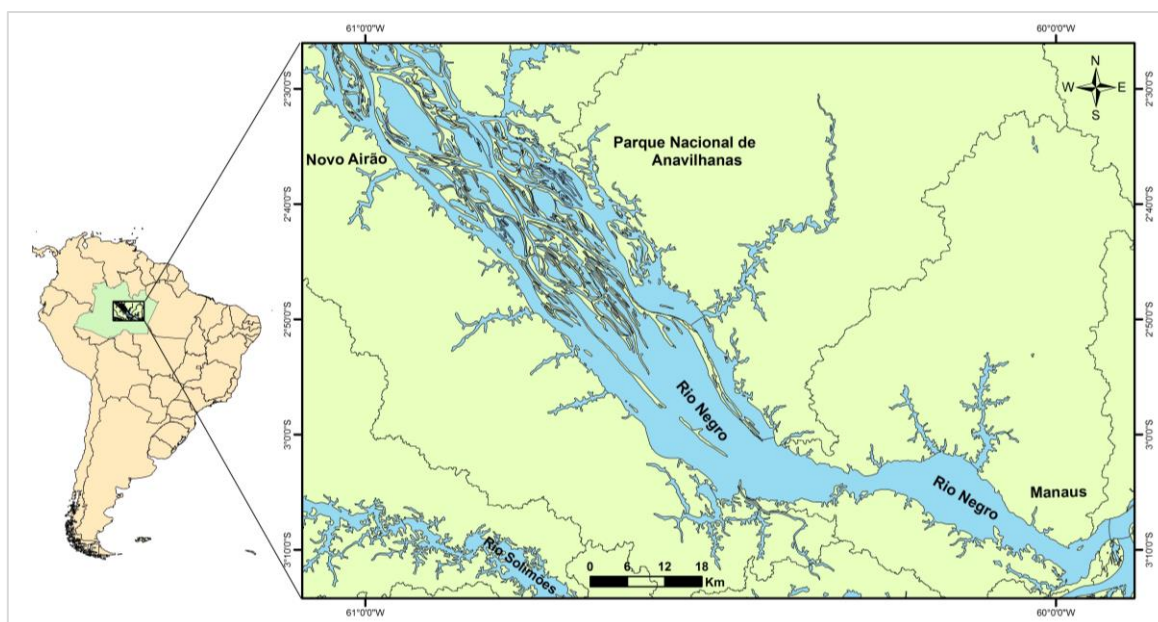


Figura 1: Localização da região do baixo rio Negro, com a marcação dos dois municípios que a delimitam (Novo Airão e Manaus) e do Parque Nacional de Anavilhanas, a nível estadual, federal e continental.

3.2 Coleta de Dados

Duas expedições de campo foram realizadas nos meses de abril e outubro de 2016, nos períodos de enchente e vazante do rio Negro, respectivamente. Duas embarcações foram utilizadas: barco regional de 16m de comprimento com dois andares (passadiço) e uma lancha pequena (voadeira) com motor de 15hp. Na primeira embarcação, a plataforma de observação na qual foi feita a contagem dos golfinhos estava 4,5m acima da superfície da água e a menos de 1m na voadeira. A lancha pequena foi utilizada quando a navegabilidade do barco regional esteve comprometida, devido à baixa profundidade e/ou pela falta de acesso a determinado local. A velocidade das duas embarcações foi mantida entre 10 e 12 km/h. De acordo com Vidal *et al.* (1997) e Martin *et al.* (2004), essa velocidade permite que as avistagens sejam seguras, sem o risco de o grupo/indivíduo ser contado duas vezes.

Para a contagem dos botos-vermelhos e tucuxis, houve a combinação de duas metodologias de levantamento (adaptado de Martin *et al.* (2004)): transectos de banda (*strip transect*), com largura de 200m e transectos lineares (*line transect*), com o uso de amostragem de distância (*distance sampling*). Os transectos de banda de 200m foram orientados paralelamente ao longo da margem do rio, mantendo uma distância média de 100m da margem, que era controlada por um telêmetro a laser (aparelho de precisão para medir distâncias). O transecto linear ocorreu na parte central do rio, em padrão *zig-zag*, com ângulo variando entre 40° e 90° (Figura 2). O comprimento médio de cada transecto foi de 3km. Na presença de pedrais ou locais de baixa profundidade, os transectos de banda precisaram ser feitos a uma distância superior a 100m da margem (valores em relação a margem: mediana= 112m, média= 138m, distância máxima= 430m). Sempre que possível (dependendo da presença de bancos de areia e com base na avaliação do comandante), o transecto linear foi conduzido após três transectos de banda. Para algumas áreas do Parque Nacional de Anavilhanas, a metodologia precisou ser adaptada: em trechos com largura entre margens de até 300 metros, apenas o transecto de banda foi utilizado na parte central do canal do rio (VIDAL *et al.*, 1997).

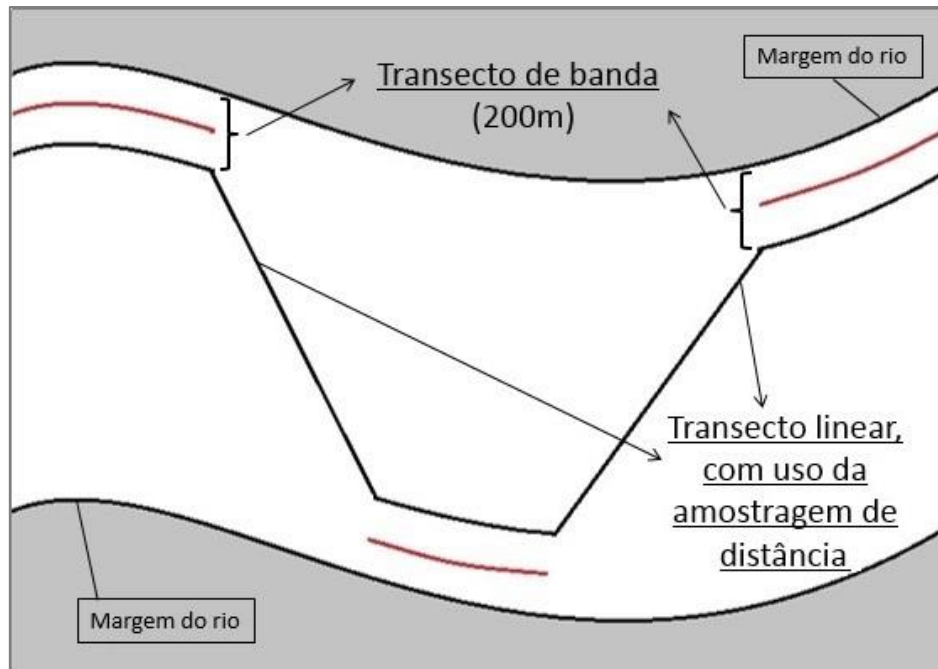


Figura 2: Esquema representativo das duas metodologias de levantamento utilizadas durante a coleta de dados no baixo rio Negro. Linha vermelha representa o trajeto da embarcação durante o transecto de banda. Adaptado de Martin et al. (2004).

Durante o levantamento no barco regional, foram utilizadas duas plataformas independentes de observação, localizadas na parte anterior (proa) e posterior (popa) da embarcação. A equipe era composta por sete pessoas. Na plataforma anterior, três observadores, com auxílio de binóculos, eram responsáveis pela contagem dos botos (os dois das extremidades faziam a varredura em 90° e o do meio olhava a 30° de cada lado da linha do transecto $g(0)$); uma quarta pessoa anotava as informações repassadas pelos observadores, enquanto outra era responsável pela medição de distância da margem, com auxílio de um telêmetro, nos transectos de banda. Na plataforma posterior, dois observadores faziam a contagem dos animais e um deles também fazia a anotação dos dados (Figura 3).



Figura 3: Barco regional utilizado nas duas expedições de campo no baixo rio Negro. Os círculos vermelhos marcam as equipes posicionadas nas plataformas de observação, localizadas na proa e na popa da embarcação.

A cada hora, era feito rodízio de posições, para evitar vício ou fadiga. Ambas as plataformas estiveram em constante comunicação, com o uso de rádios portáteis. Já para os levantamentos feitos na voadeira, apenas três pessoas fizeram parte da equipe, sendo que uma registrava os animais olhando para trás (popa) e as outras duas para frente (proa). A anotação dos dados e as medidas de distância da margem eram feitas por um dos observadores na posição de proa (Figura 4). As funções da equipe presente na popa das embarcações eram de confirmar as avistagens da proa e realizar novas observações, ocasionalmente perdidas pelos observadores da frente (proa).



Figura 4: Lancha pequena (voadeira) utilizada nas expedições de campo no baixo rio Negro, quando não era possível utilizar a embarcação grande, com as equipes já posicionadas para observação.

O tipo de abordagem utilizada foi o “*passing mode*”: o barco não diminuiu sua velocidade ou alterou seu trajeto para que os observadores pudessem fazer a contagem dos animais, quando eles eram avistados (DAWSON *et al.*, 2008).

A distância do observador para o indivíduo/grupo foi estimada visualmente e assim, ao início de cada dia, houve treinamento/calibragem da equipe, com auxílio do telêmetro, para que as estimativas de distância fossem as mais precisas possíveis (Figura 5A). O ângulo de avistagem foi obtido por meio de uma tábua de ângulos, fixada na frente de cada observador (Figura 5B). Em todos os levantamentos, pelo menos cinco membros da equipe tinham experiência em observações das espécies em estudo.

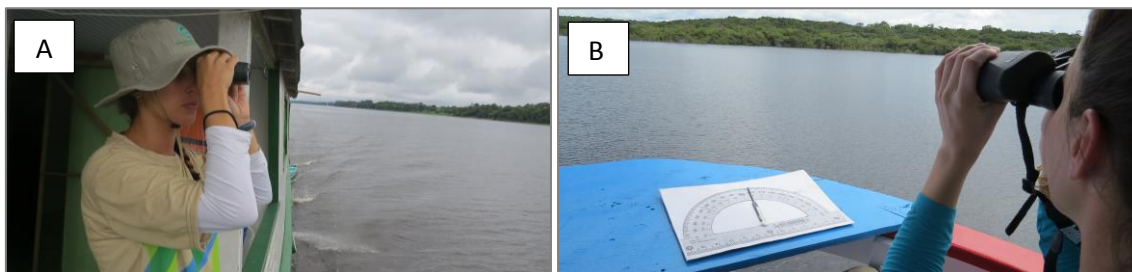


Figura 5: (A) responsável pela medição de distância da margem em tempo real, com auxílio de um telêmetro; (B) observador de proa, realizando avistagem com auxílio de binóculos e tábua de ângulo fixada a sua frente.

As condições de brilho (0 a 3, escala de intensidade crescente) e superfície da água (0 a 4, escala *Beaufort* adaptada, sendo 0 = espelho d’água, 1 = mínimas ondulações, 2 = ondulações de 15cm, 3 = ondulações > 15cm e com alguns “carneirinhos” e 4 = grandes ondulações com “carneirinhos”) eram anotadas a cada início de transecto ou quando havia alguma alteração. Para afastar o efeito das condições ambientais desfavoráveis, os levantamentos só foram realizados em boas condições de visibilidade e quando a superfície da água estava calma ou quase calma (brilho ≤ 2 e superfície da água ≤ 2) (MARTIN *et al.*, 2004).

A cada avistagem, foi registrado: espécie, tamanho do grupo, presença de mãe e filhote, ângulo e distância que o grupo se encontrava do observador, posição geográfica do barco (uso de GPS), distância e habitat da margem e profundidade do rio onde o barco se encontrava no momento da avistagem (Figura 6).



Figura 6: Planilha de campo para anotação dos dados coletados durante a avistagem, aparelho GPS para posição geográfica e rádio portátil para comunicação entre as plataformas (proa e popa).

A definição de grupo varia entre os trabalhos já publicados: da Silva & Martin (2000) utiliza o termo “grupo” para o número de indivíduos de uma mesma espécie em estreita associação e essencialmente envolvidos na mesma atividade e o termo “agregação” para dois ou mais grupos da mesma espécie em uma pequena área (normalmente menor que 400m de diâmetro), mas não necessariamente interagindo ou engajado na mesma atividade; já para Gomez-Salazar *et al.* (2012), apenas o termo “grupo” é utilizado e eles consideram como o número total de golfinhos de uma espécie na superfície a cada avistagem, não necessariamente correspondendo a um grupo social. Para definir o tamanho do grupo por espécie, considerou-se o número total de indivíduos que emergia para respirar (distância entre eles menor que 50m), estando eles ou não em aparente associação.

A coleta de dados era feita no começo do dia e se estendia até o entardecer, respeitando as condições ideais de avistagem. No meio do dia, havia uma parada para o almoço e posterior descanso.

Os transectos foram realizados em quatro ambientes (estratos): rio (transectos realizados no curso do rio principal); tributário (transectos realizados em rios secundários); paranã (transectos realizados em seções estreitas, normalmente caminhos para algum complexo de lagos ou ilhas); e lago (transectos realizados dentro de lagos).

Para identificação dos tipos de habitat presentes nas margens durante as expedições, teve-se como base o trabalho de Martin *et al.* (2004). Alguns foram confirmados pela descrição de Goulding *et al.* (1988). A tabela 1 mostra os seis tipos de habitats observados.

Tabela 1: Descrição dos habitats encontrados nas margens do baixo rio Negro, durante as expedições realizadas em 2016 (adaptado de Martin *et al.*, 2004).

TIPO DE HABITAT	CARACTERÍSTICAS
Área Antropizada	Locais modificados pelo homem, com presença de portos, casas, empreendimentos, como uma cidade ou uma comunidade; locais com poluição da água e/ou sonora.
Barranco	Área de terra mais alta que os níveis de inundação; presença de vegetação variando de arbustiva a arbórea.
Confluência	Boca de um rio ou canal ao desembocar no rio principal; encontro de dois rios ou corpos de água.
Enseada	Também conhecida como “baía”, “ressaca” ou “remanso”, locais mais rasos, que muitas vezes secam em águas baixas.
Igapó	Área de floresta inundada; presente somente na época de águas altas; este termo foi aplicado a margem do rio que delimitava o igapó.
Praia	Faixas de areia branca de baixo declive, presente somente na época de águas baixas.

Durante os levantamentos, os habitats foram medidos linearmente com GPS, para que pudessem ser quantificados.

3.3 Análise dos Dados

O teste de Chi-Quadrado (χ^2) foi utilizado para testar a hipótese de que a distribuição espacial de boto-vermelho e tucuxi seria uniforme, e não agrupada, entre os habitats encontrados nas duas expedições, ao nível de significância menor ou igual a 0,05 (valor de p). A relação da frequência relativa de *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis* dentro dos habitats também foi avaliada pelo teste de Chi-Quadrado ($p \leq 0,05$).

O teste de Kolmogorov-Smirnov foi utilizado para testar a distribuição de frequência (histograma) de boto-vermelho e tucuxi em relação à distância da margem, ao nível de significância de $p \leq 0,05$.

Para estimar a densidade e o tamanho populacional dos botos-vermelhos e tucuxis seguindo a análise de amostragem padrão de transectos de linha, as distâncias e ângulos dos observadores aos grupos avistados foram usados para calcular as distâncias perpendiculares através de regras trigonométricas básicas (BUCKLAND *et al.*, 2001). O software DISTANCE, versão 7.0, *release 1* (THOMAS *et al.*, 2010) foi utilizado para modelar a função de detecção. Diferentes modelos de função de detecção (“Half Normal”, “Hazard Rate”), com diferentes truncamentos de distância e quantidade de classes (agrupamento dos dados), foram ajustados aos dados dos transectos lineares.

As estimativas de densidade foram calculadas tanto para transecto de banda quanto para transecto linear. A densidade populacional usando o transecto linear foi calculada pela fórmula abaixo (1) e teve como base dados calculados pelo programa DISTANCE:

$$D = \frac{nE(i)f(0)}{2Lg(0)} \quad (1)$$

na qual D é densidade populacional, n é o número de grupos avistados, $E(i)$ é o tamanho médio do grupo, $f(0)$ é a probabilidade estimada de densidade a uma distância perpendicular igual a zero, L é o comprimento total do transecto e $g(0)$ é a probabilidade de avistar um grupo na linha do transecto.

Os dados obtidos pelo transecto de banda, foram analisados de duas maneiras:

- 1- De acordo com Martin *et al.* (2004), levando em consideração a premissa básica de que todos os indivíduos dentro da banda são avistados ($g(0) = 1$).

$$D = \frac{N}{A} \quad (2)$$

na qual N é o número de indivíduos encontrados e A é a área amostrada em km^2 .

- 2- De acordo com Gomez-Salazar *et al.* (2012), que considera que $g(0)$ pode ser diferente de 1 e por isso utiliza fórmulas compensatórias para diminuir esse viés (inserção de valores da função de detecção (P_1 e P_2) e do número de indivíduos não avistados pela equipe da proa).

$$D = \frac{E(i) \left[\frac{n_{0-50}}{P_2} + \frac{n_{50-100}}{P_1} + \frac{n_{100-150}}{P_1} + \frac{n_{150-200}}{P_2} \right]}{W L g(0)} \quad (3)$$

na qual P_1 e P_2 são valores proporcionais do número de animais detectados no transecto de banda de 200m, sendo que P_1 está relacionado a distância até 50m para cada lado da linha do transecto e P_2 a distância entre 51-100m para cada linha do transecto, n_{0-50} é o número de grupos

avistados entre 0 e 50m da margem, n_{50-100} são os grupos avistados entre 50 e 100m da margem, $n_{100-150}$ é o número de grupos avistados entre 100 e 150m, $n_{150-200}$ são os grupos avistados entre 150 e 200m e W é a largura da banda.

Para isso, foi preciso calcular o valor de $g(0)$, que avalia as avistagens novas da equipe da popa (aquelas que não foram feitas pela equipe da proa) (n_{01}) em relação ao número total de avistagens da equipe da popa ($n_{.1}$), até 50m da linha do transecto.

$$g(0) = (1 - (n_{01}/n_{.1})^2) \quad (4)$$

O coeficiente de variação (CV) do $g(0)$ também foi calculado, de acordo com a seguinte fórmula:

$$CV_{g(0)} = 2(n_{01}/n_{.1}) \sqrt{\frac{(n_{01}/n_{.1})}{n_{.1}(1 - (n_{01}/n_{.1}))^2(1 + (n_{01}/n_{.1}))^2}} \quad (5)$$

Como parece haver um gradiente de distribuição dos golfinhos em relação a distância da margem (Martin *et al.*, 2004), a função de detecção, encontrada pelo programa DISTANCE para os transectos lineares, foi utilizada para corrigir os grupos não detectados nos transectos de banda ($P_1 = P_{0-50}$ e $P_2 = P_{50-100}$).

$$P_{0-50} = \frac{\int_0^{50} g(x)}{50} \quad P_{50-100} = \frac{\int_{50}^{100} g(x)}{50} \quad (6)$$

Após estimar a densidade para cada estrato, o erro padrão (SE) também foi calculado para cada um.

$$SE(D) = D \sqrt{(CV_{taxa_encontro})^2 + (CV_{probabilidade_detecção})^2 + (CV_{g(0)})^2} \quad (7)$$

O coeficiente de variação (CV) da probabilidade de detecção é obtido após análise no DISTANCE e o coeficiente de variação da taxa de encontro é calculado pela razão entre desvio padrão (SD) e média da taxa de encontro.

$$CV_{taxa_encontro} = \frac{SD_{taxa_encontro}}{Média_{taxa_encontro}} \quad (8)$$

4. RESULTADOS

4.1 Esforço Amostral

A primeira expedição de campo foi feita entre os dias 13 e 22 de abril de 2016, com a cota do rio Negro variando entre 24,29 e 24,93 metros (período de enchente). Em 10 dias de contagem, foram realizados 192 transectos; 581,8km foram percorridos em 64h22m, com esforço amostral de 9,04km/h (Figura 7).

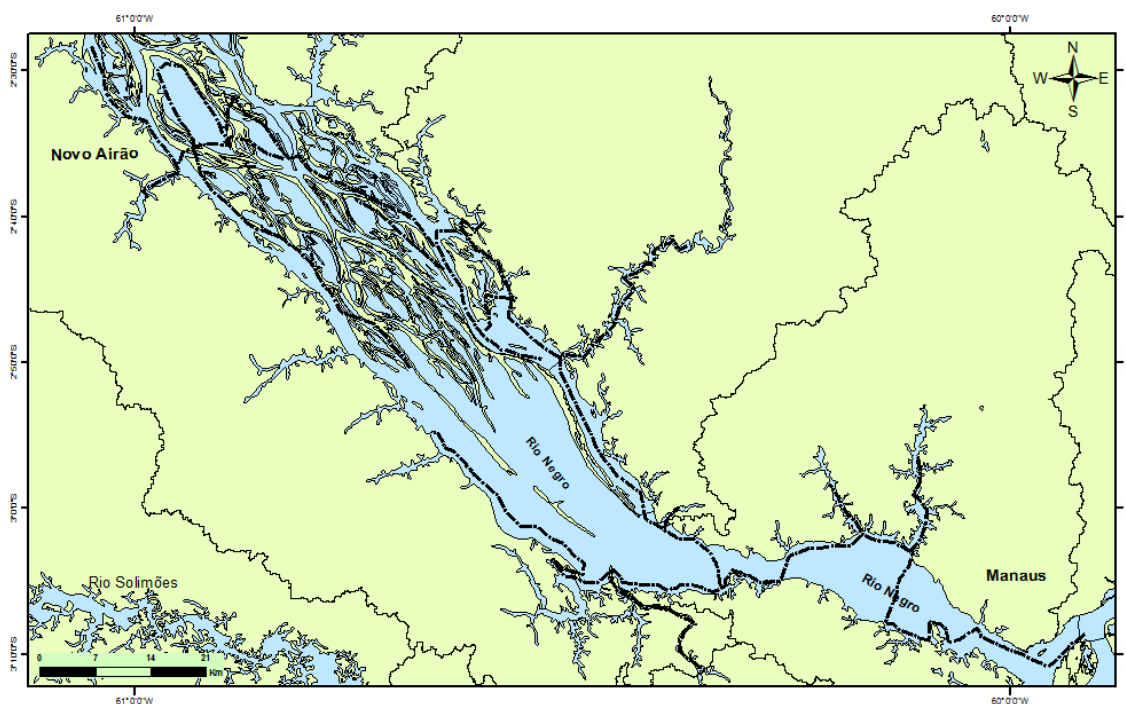


Figura 7: Mapa do baixo Rio Negro, com marcação por GPS dos transectos realizados na expedição de campo feita em abril de 2016.

A segunda expedição ocorreu entre 15 e 21 de outubro de 2016, com a cota do rio Negro entre 18,26 e 18,16 metros (período de vazante). Em sete dias, com 140 transectos realizados, percorreu-se 409,5km em 37h11m, com esforço amostral de 11,01km/h (Figura 8).

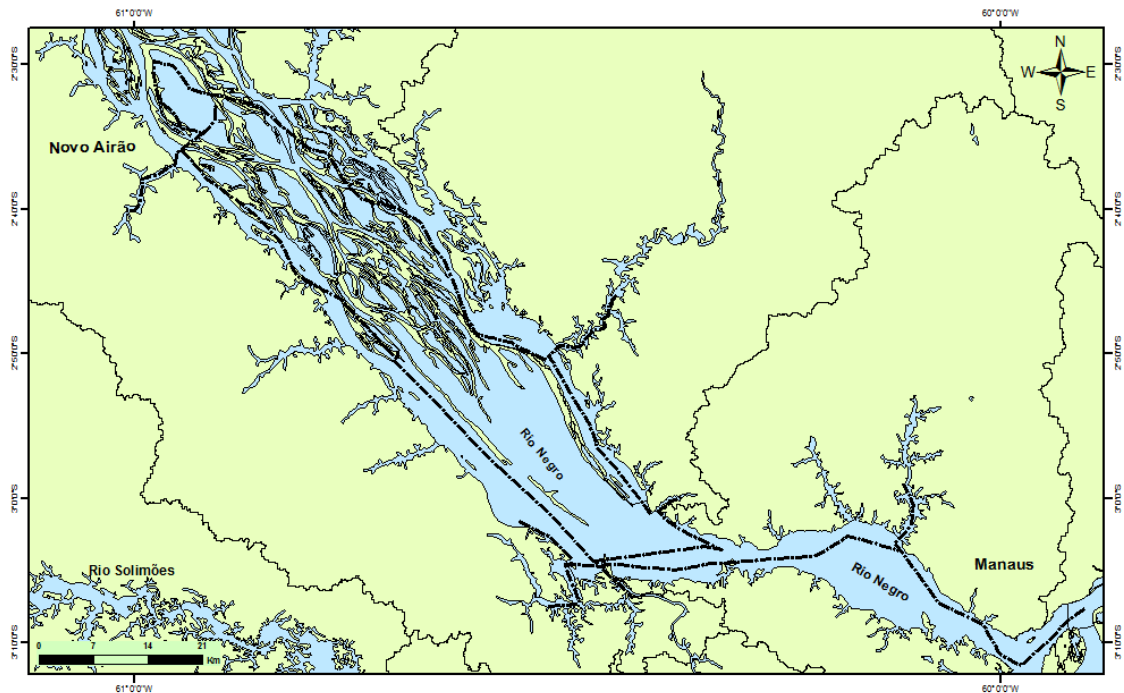


Figura 8: Mapa do baixo Rio Negro, com marcação por GPS dos transectos realizados na expedição de campo feita em outubro de 2016.

Na expedição de abril, do total de transectos, foram realizados 22 lineares (61,8km percorridos) e 170 de banda (520km percorridos); na de outubro, foram 28 transectos lineares (70,6km percorridos) e 112 de banda (338,9km percorridos).

4.2 Avistagens e Tamanho de Grupo

Na expedição de abril, houve 298 avistagens de grupos, com 195 indivíduos de botos-vermelhos e 333 indivíduos de tucuxis (Figura 9).

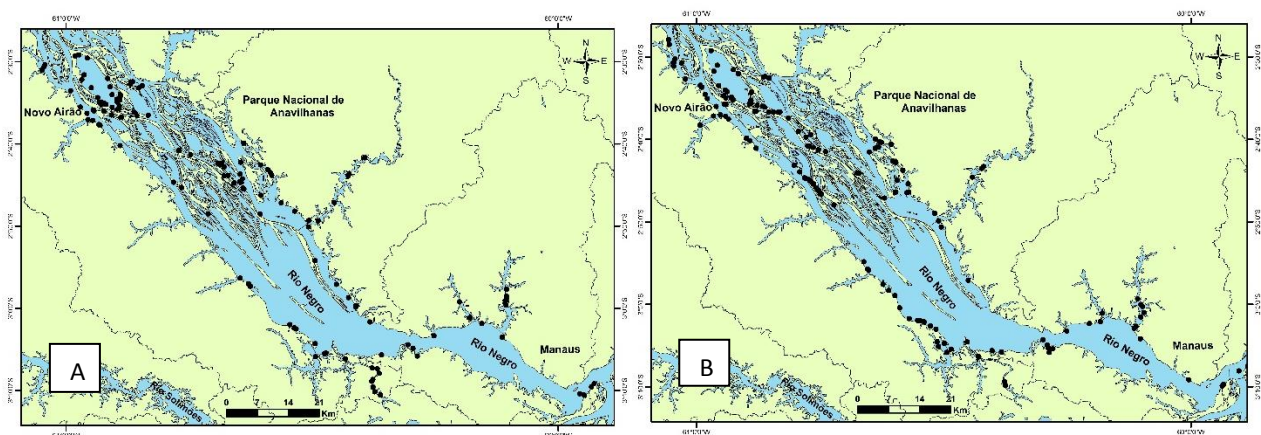


Figura 9: Avistagens de A) *Inia geoffrensis* e B) *Sotalia fluviatilis* no baixo rio Negro durante a expedição de abril (período de enchente) de 2016; pontos marcados por GPS.

Na expedição de outubro, foram feitas 276 avistagens de grupos, com 195 indivíduos de botos-vermelhos e 244 indivíduos de tucuxis (Figura 10).

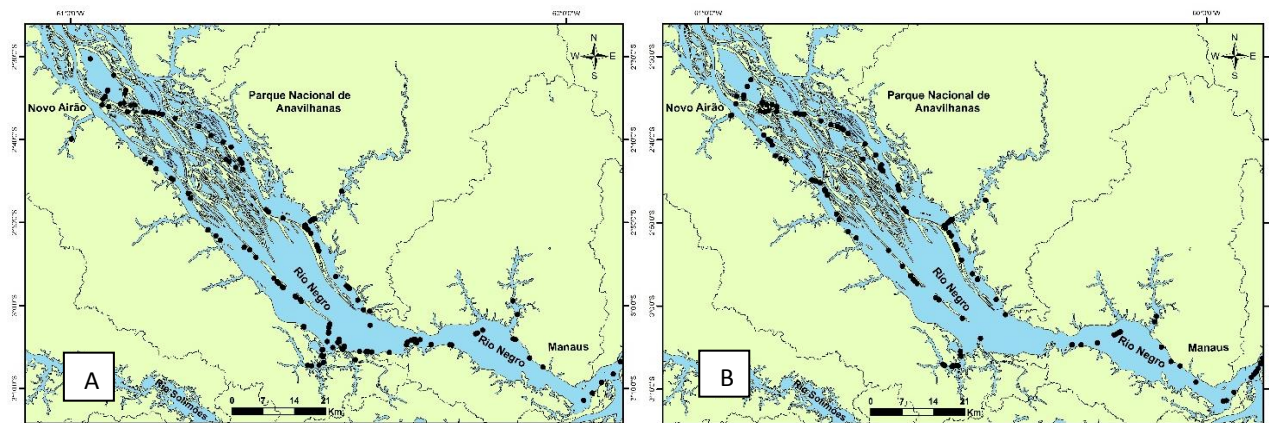


Figura 10: Avistagens de A) *Inia geoffrensis* e B) *Sotalia fluviatilis* no baixo rio Negro durante a expedição de outubro (período de vazante) de 2016; pontos marcados por GPS.

A estimativa de tamanho de grupo foi relativamente simples para ambas as espécies, pois a maioria dos grupos avistados tinha poucos indivíduos. Foram avistados 137 grupos de botos-vermelhos e 161 de tucuxis em abril e 143 grupos de botos-vermelhos e 133 de tucuxis em outubro. Em relação ao tamanho, o número máximo de botos-vermelhos observados juntos foi de cinco indivíduos, sendo que em abril, 127 (92,7%) grupos tinham até dois indivíduos e em outubro, eram 136 (95,1%) grupos com até dois indivíduos. Para os tucuxis, foram observados grupos de até 11 indivíduos em abril, mas a maioria tinha até dois indivíduos (123 grupos – 76,4%); na expedição de outubro, foram 112 grupos (84,5%) com até dois indivíduos (Tabela 2). Não houve diferença significativa no tamanho do grupo de nenhuma das espécies, quando comparado os períodos de enchente e vazante do rio (boto-vermelho: $X^2 = 0,81$, $df = 4$, $p = 0,937$; tucuxi: $X^2 = 6,91$, $df = 7$, $p = 0,438$).

Na expedição feita em abril, o tamanho médio de grupo para boto-vermelho foi de 1,4 indivíduos e para tucuxi, o tamanho médio de grupo foi de 2,1 indivíduos. Para a expedição feita em outubro, o tamanho médio de grupo para boto-vermelho também foi de 1,4 indivíduos e para tucuxi, o tamanho médio do grupo caiu para 1,8 indivíduos.

Tabela 2: Número de indivíduos avistados por tamanho do grupo nas expedições de campo feitas no baixo rio Negro, em 2016.

NÚMERO DE INDIVÍDUOS NO GRUPO	ENCHENTE (ABRIL)		VAZANTE (OUTUBRO)	
	<i>Inia geoffrensis</i>	<i>Sotalia fluviatilis</i>	<i>Inia geoffrensis</i>	<i>Sotalia fluviatilis</i>
1	94 (68,6%)	61 (37,9%)	102 (71,3%)	51 (38,3%)
2	33 (24,1%)	62 (38,5%)	34 (23,8%)	61 (45,9%)
3	6 (4,4%)	25 (15,5%)	4 (2,8%)	15 (11,3%)
4	3 (2,2%)	5 (3,1%)	2 (1,4%)	4 (3,0%)
5	1 (0,7%)	2 (1,3%)	1 (0,7%)	2 (1,5%)
6	-	4 (2,5%)	-	-
7	-	-	-	-
8	-	1 (0,6%)	-	-
9	-	-	-	-
10	-	-	-	-
11	-	1 (0,6%)	-	-
TOTAL	137 (100%)	161 (100%)	143 (100%)	133 (100%)

No que se refere a taxa de encontro (número de indivíduos por quilômetro de transecto percorrido), na expedição feita em abril foi de 0,91 indivíduo/km, sendo 0,34 boto-vermelho/km e 0,57 tucuxi/km; já em outubro, a taxa de encontro geral foi de 1,08 indivíduos/km, sendo 0,48 boto-vermelho/km e 0,60 tucuxi/km.

A equipe da popa confirmou as avistagens feitas pela equipe da proa bem como avistou novos grupos. Na expedição de abril, das 193 avistagens feitas, 106 (54,9%) eram de grupos novos, perdidos pelos observadores da plataforma anterior (equipe da proa). Já na expedição de outubro, das 171 avistagens, 113 (66,1%) eram novas avistagens. Em relação as avistagens feitas pela equipe da proa em abril, 28 (40%) grupos de botos-vermelhos e 59 (48,4%) grupos de tucuxis foram confirmados pela equipe da popa; em outubro, foram confirmados 19 (29,7%) grupos de botos-vermelhos e 39 (39,4%) de tucuxis (Tabela 3).

Tabela 3: Número de avistagens confirmadas por espécie nas expedições de campo feitas na enchente e na vazante no baixo rio Negro, em 2016.

	ENCHENTE (ABRIL)		VAZANTE (OUTUBRO)	
	Avistagens feitas pela equipe da proa	Avistagens confirmadas pela equipe da popa	Avistagens feitas pela equipe da proa	Avistagens confirmadas pela equipe da popa
<i>Inia geoffrensis</i>	70	28	64	19
<i>Sotalia fluviatilis</i>	122	59	99	39
TOTAL	192	87	163	58

Em relação a presença de mãe com filhote, foi possível identificá-los em sete (5,1%) grupos de botos-vermelhos e 18 (11,2%) grupos de tucuxis no período de enchente e cinco (3,5%) e 17 (12,8%) no período de vazante, respectivamente.

4.3 Distribuição por Habitat

Os seis habitats citados na Tabela 1 foram identificados, mas nem todos estiveram disponíveis nas duas épocas amostradas (Figura 11). Como esperado, o igapó só estava disponível durante o período de enchente, quando as águas estão altas.

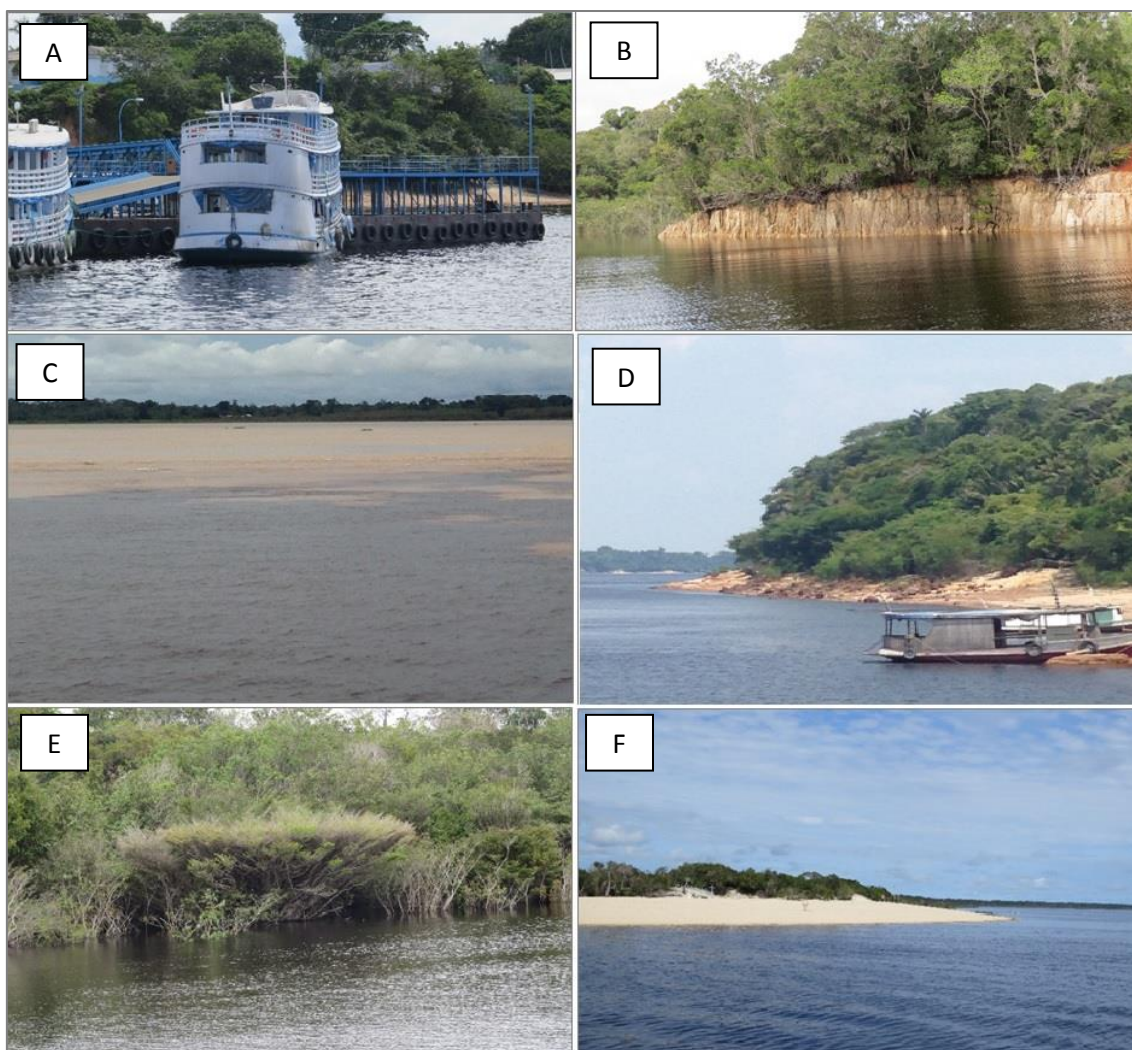


Figura 11: Habitats encontrados nas margens do baixo rio Negro, durante as expedições realizadas em 2016: (A) área antropizada; (B) barranco; (C) confluência; (D) enseada; (E) igapó; (F) praia.

Ambas as espécies foram avistadas em todos os tipos de habitat, mas houve diferença no número de indivíduos entre os habitats, tanto para boto-vermelho ($\chi^2 = 97,7$; $df = 5$; $p < 0,001$) quanto para tucuxi ($\chi^2 = 131,2$; $df = 5$; $p < 0,001$), mostrando

considerável preferência por habitat e assim uma distribuição espacial agregada. A frequência relativa de boto-vermelho e tucuxi nos habitats encontrados nas duas expedições não mostrou diferença significativa ($\chi^2 = 2,08$, $df = 5$, $p = 0,37$), indicando que um mesmo habitat pode ser utilizado pelas duas espécies.

Ao analisar a expedição de abril, o habitat que teve maior taxa de encontro de boto-vermelho (0,91 indivíduo/km) foi “enseada” e de tucuxi (0,88 indivíduo/km) foi “praia”. Para a expedição de outubro, o habitat com maior taxa de encontro de boto-vermelho (0,79 indivíduo/km) e de tucuxi (0,67 indivíduo/km) foi “confluência” (Tabela 4).

Tabela 4: Distribuição de *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis* observados ao longo dos habitats identificados e georreferenciados nas margens do baixo rio Negro.

Habitat	Tamanho (km)	Nº botos	Botos por km	Classificação	Nº Tucuxis	Tucuxis por km	Classificação
Enchente (abril)							
Área Antropizada	34,3	11	0,32	5	25	0,73	3
Barranco	135,5	34	0,25	6	66	0,49	6
Confluência	21,3	12	0,56	2	16	0,75	2
Enseada	9,9	9	0,91	1	7	0,71	4
Igapó	293,3	112	0,38	4	172	0,59	5
Praia	22,8	11	0,48	3	20	0,88	1
Σ ou média	517,1	189	0,37		306	0,59	
Vazante (outubro)							
Área Antropizada	28,1	11	0,39	4	13	0,46	4
Barranco	218,6	98	0,45	3	126	0,58	2
Confluência	8,9	7	0,79	1	6	0,67	1
Enseada	47,8	17	0,36	5	24	0,50	3
Praia	35,1	19	0,54	2	6	0,17	5
Σ ou média	338,5	152	0,45		175	0,52	

O tamanho dos grupos variou de acordo com o tipo de habitat e também com o nível do rio. No caso do boto-vermelho, indivíduos solitários foram predominantes em todos os habitats, tanto em abril quanto em outubro (Figuras 11 e 12). Em relação aos tucuxis, grupos de até dois indivíduos foram a maioria em todos os habitats, nas expedições (Figuras 13 e 14).

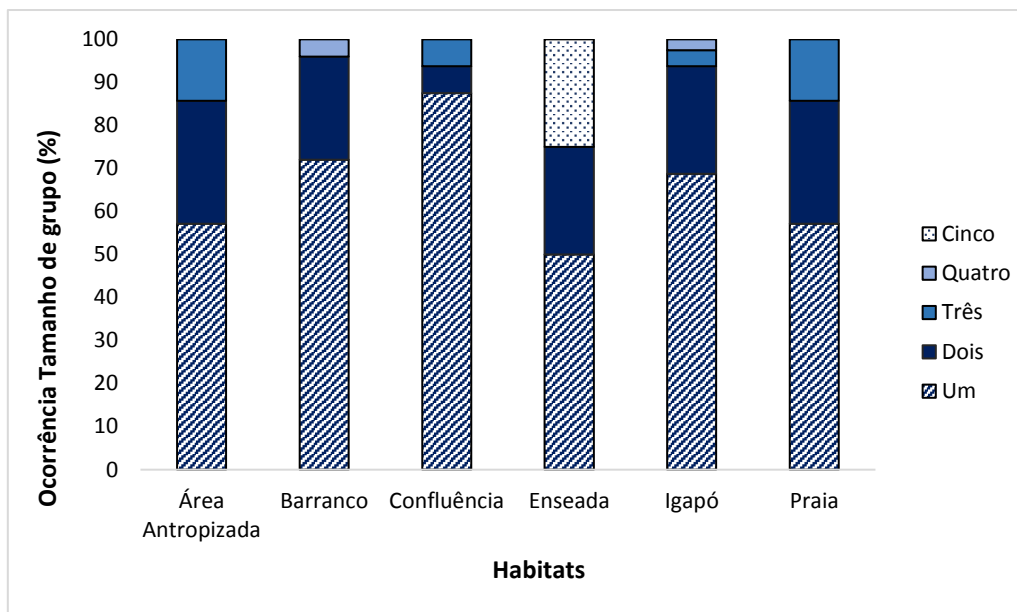


Figura 12: Tamanho de grupo de *Inia geoffrensis* nos diferentes habitats encontrados durante a expedição de campo feita no período de enchente do baixo rio Negro.

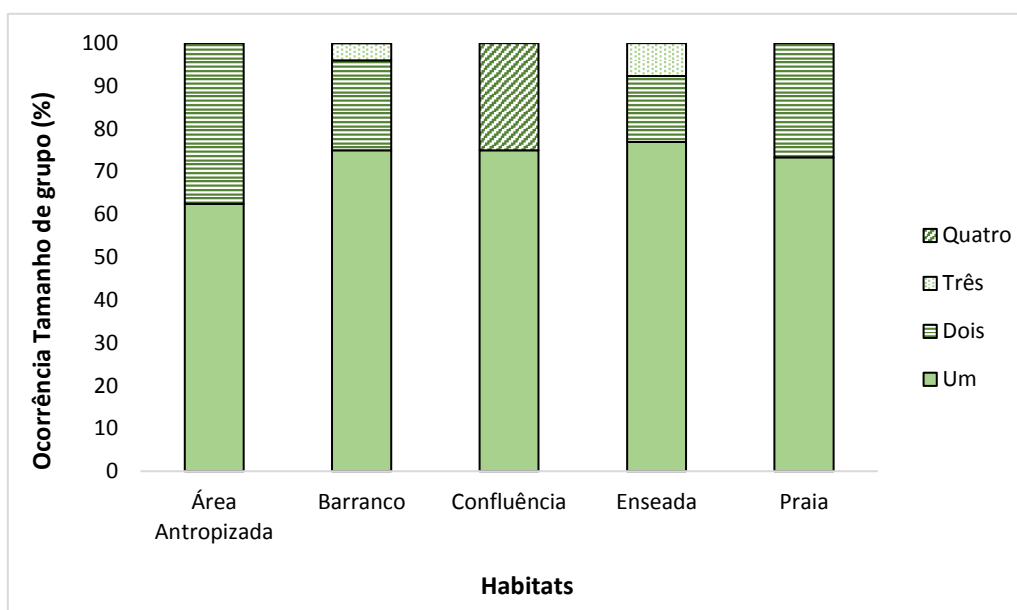


Figura 13: Tamanho de grupo de *Inia geoffrensis* nos diferentes habitats encontrados durante a expedição de campo feita no período de vazante do baixo rio Negro.

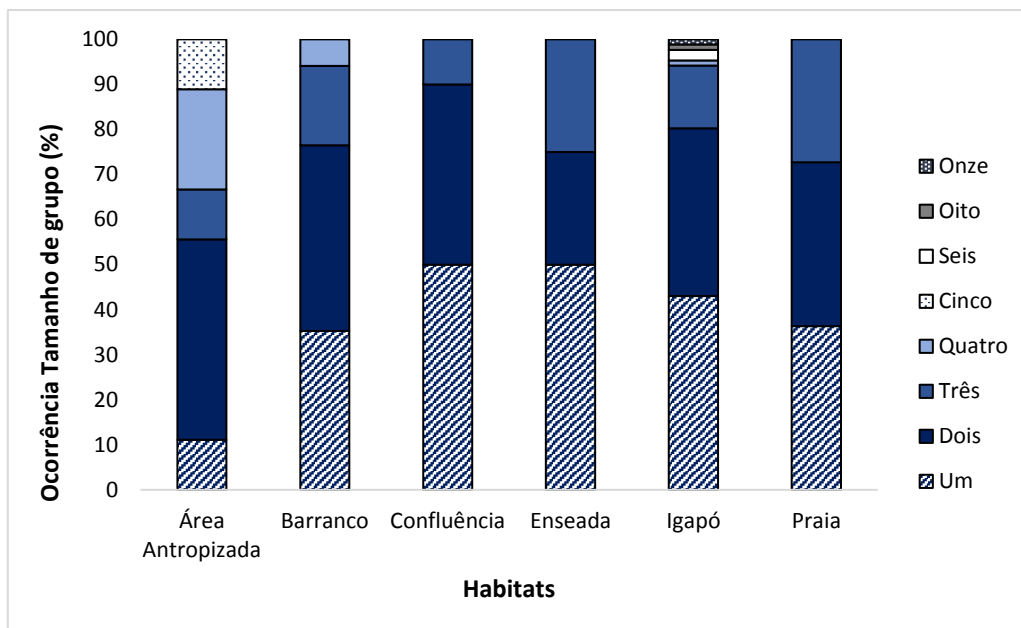


Figura 14: Tamanho de grupo de *Sotalia fluviatilis* nos diferentes habitats encontrados durante a expedição de campo feita no período de enchente do baixo rio Negro.

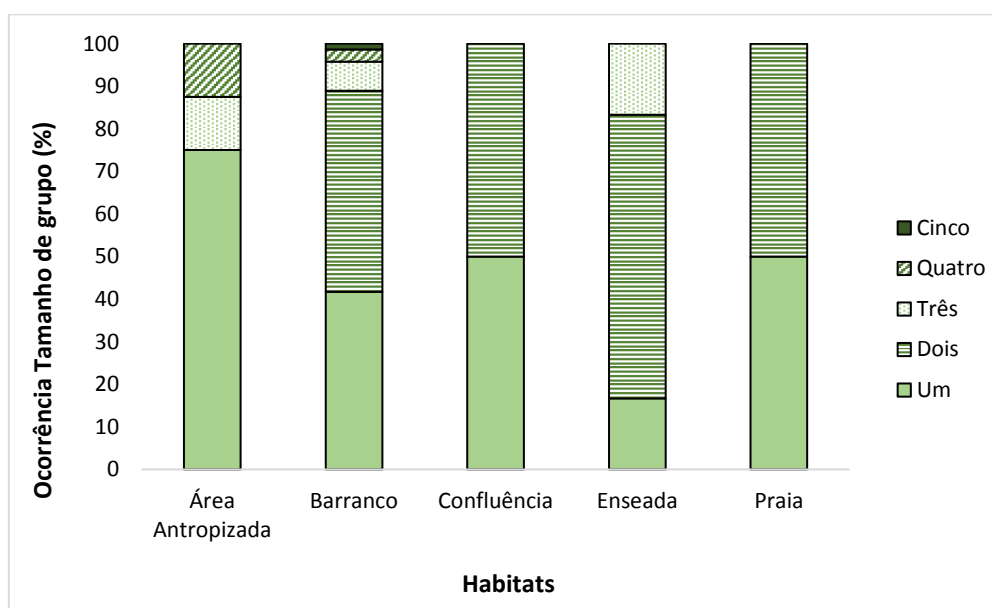


Figura 15: Tamanho de grupo de *Sotalia fluviatilis* nos diferentes habitats encontrados durante a expedição de campo feita no período de vazante do baixo rio Negro.

Durante a expedição de abril (enchente), os grupos de mães com filhotes de botos-vermelhos foram avistados na “confluência” (1), na “enseada” (1) e no “igapó” (4); mães com filhotes de tucuxis foram avistados no “barranco” (3), na “enseada” (1) e no “igapó” (13). Já na segunda expedição (vazante), três grupos de botos-vermelhos e 14 de tucuxis estavam no habitat “barranco”, enquanto dois grupos de tucuxis estavam na “enseada”. Os grupos restantes (1 grupo de boto-vermelho e 1 de tucuxi na enchente

e 2 grupos de botos-vermelhos e 1 de tucuxi na vazante) foram observados durante os transectos lineares, feitos no centro do rio.

4.4 Distribuição ao Longo do Rio

O número de indivíduos de boto-vermelho e de tucuxi foi mais alto a distâncias entre 50 e 150m da margem (Figura 15), tendo o valor mais baixo próximo a ela (0-50m) para ambas as espécies. O teste de Kolmogorov-Smirnov mostrou que a distribuição de frequência (histograma) dos indivíduos (boto-vermelho e tucuxi: $D = 0,5$, $n = 4$, $p = 0,771$) não foi a esperada, rejeitando a hipótese nula que a população dessas duas espécies estaria distribuída de acordo com um gradiente de concentração, com densidades mais altas perto da margem.

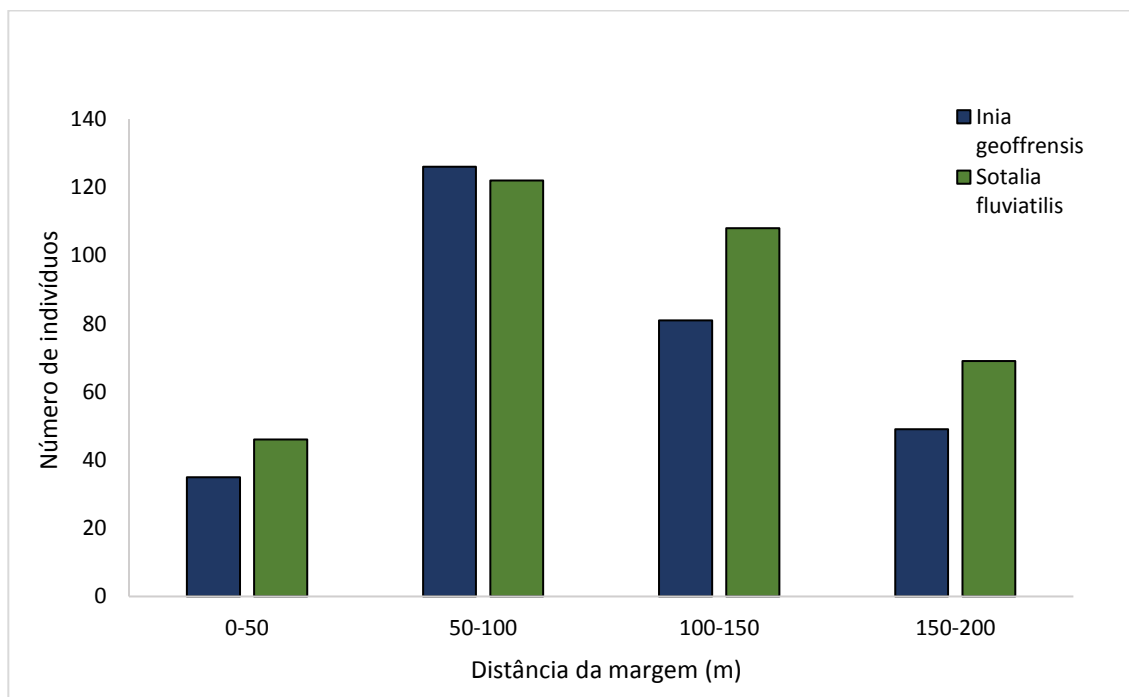


Figura 16: Distribuição do número de *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis* em relação a distância da margem durante os transectos de banda de 200m feitos nas duas expedições de campo no baixo rio Negro, 2016.

4.5 Densidade

Utilizando o método aplicado por Martin *et al.* (2004), encontrou-se que, durante a expedição de abril, o estrato lago teve maior densidade de botos-vermelhos ($D = 2,4$ botos-vermelhos/km²) e menor densidade de tucuxis ($D = 1,0$ tucuxi/km²). Na expedição de outubro, o estrato com maior densidade de botos-vermelhos ($D = 2,3$ botos-

vermelhos/km²) e de tucuxis (D = 2,6 tucuxis/km²) foi o de paranã. Esses e outros resultados estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 5: Densidade de *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis* observados ao longo dos estratos presentes no baixo rio Negro, durante os transectos de banda de 200m, com base em Martin *et al.* (2004).

Estrato	Área (km ²)	Nº Botos	Botos por km ²	Nº Tucuxis	Tucuxis por km ²
Enchente (abril)					
Lago	6,3	15	2,4	6	1,0
Paraná	35,6	56	1,6	63	1,8
Rio	45,0	53	1,2	81	1,8
Tributário	17,1	19	1,1	23	1,4
Σ ou média	104	143	1,4	173	1,7
Vazante (outubro)					
Lago	8,1	9	1,1	2	0,3
Paraná	14,6	33	2,3	38	2,6
Rio	38,8	60	1,6	41	1,1
Tributário	6,3	6	1,0	6	1,0
Σ ou média	67,8	108	1,6	87	1,3

Para os cálculos de densidade pelo método de Gomez Salazar *et al.* (2012), apenas os dados do período de vazante foram utilizados. Nesse período, a cota do rio Negro estava mais baixa (+/- 18m), e conseqüentemente o habitat *igapó* não estava disponível e os tributários estavam mais secos. Assim, os animais se encontravam na calha central do rio (se tornando mais “disponíveis” para a contagem), diminuindo o viés de sub amostragem das espécies.

Para ajuste da função de detecção de boto-vermelho e tucuxi, calculada apenas com base nos transectos lineares, os dados das duas expedições foram analisados juntos. A quantidade de avistagens é fator responsável por um bom ajuste de modelo de detecção; por isso, decidiu-se por juntar os dados, aumentando assim o número de detecções. Com base nos valores de AIC (Akaike’s Information Criteria) e dos Testes de Bons Ajustes (GOF), o modelo *Hazard Rate* ajustou-se melhor aos dados tanto para boto-vermelho quanto para tucuxi, sendo que não houve truncagem dos dados para nenhuma espécie (Figuras 16 e 17).

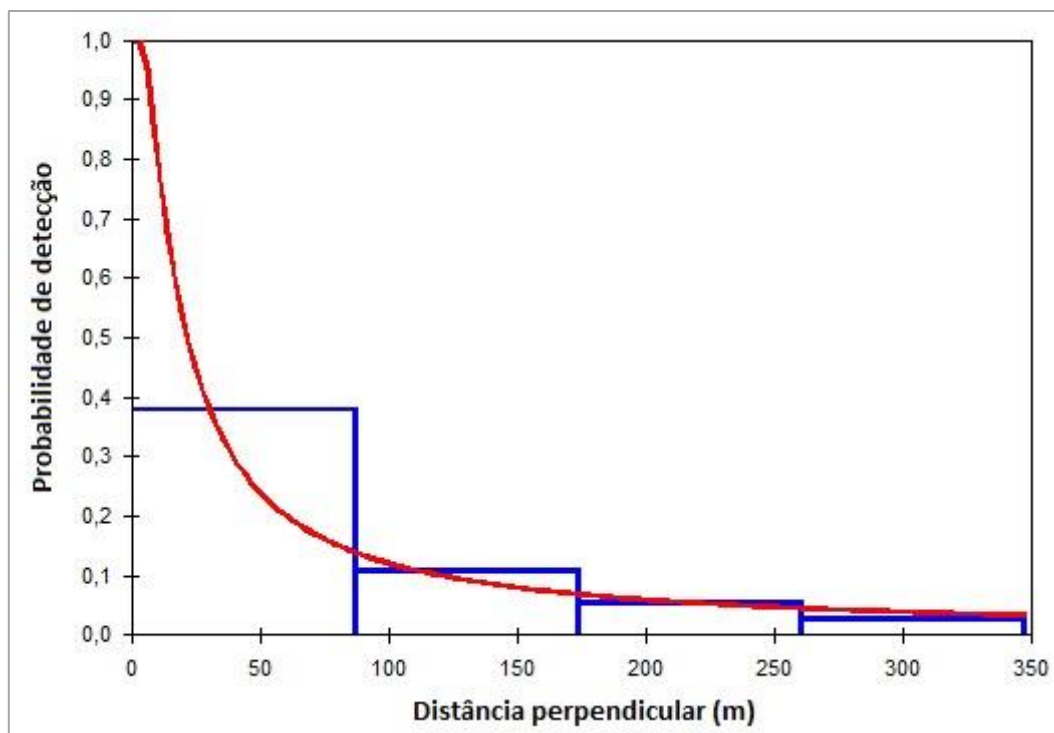


Figura 17: Histograma mostrando a probabilidade de detecção de *Inia geoffrensis* em relação a distância perpendicular da linha do transecto. A curva representa o modelo *Hazard Rate* ajustado aos dados a partir do software DISTANCE.

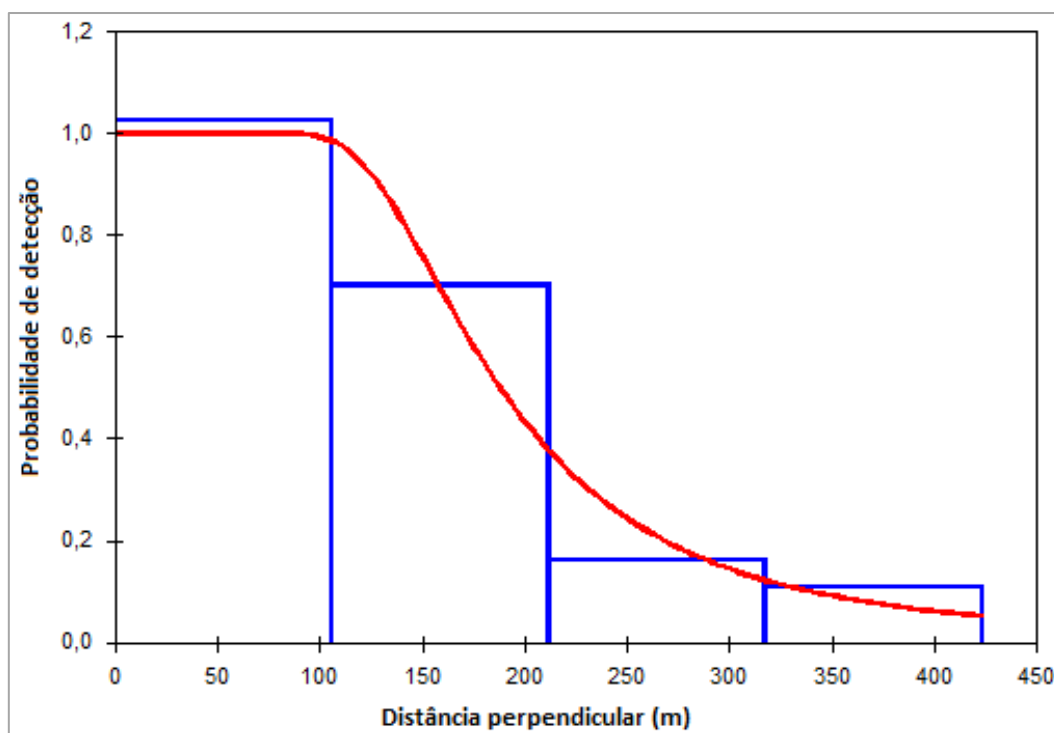


Figura 18: Histograma mostrando a probabilidade de detecção de *Sotalia fluviatilis* em relação a distância perpendicular da linha do transecto. A curva representa o modelo *Hazard Rate* ajustado aos dados a partir do software DISTANCE.

Considerando que grupos podem não estar disponíveis para avistagem pelos observadores da plataforma da proa (fato de comum ocorrência devido aos cetáceos

passarem a maior parte do tempo submersos), para correção dessa premissa, a fórmula (04) apresentada na seção *Análise dos Dados – Metodologia* foi utilizada e o valor encontrado de $g(0)$ para boto-vermelho foi $g(0) = 0,31$ ($CV = 0,27$) e para tucuxi foi $g(0) = 0,93$ ($CV = 0,04$).

A tabela 7 apresenta os dados obtidos pelo programa DISTANCE, após análise dos transectos lineares. O programa segue a premissa que $g(0)=1$, ou seja, que todos os indivíduos na linha do transecto são observados.

Tabela 6: Densidade (D) e coeficiente de variação (CV) para *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis*, obtidos pelas análises do programa DISTANCE para os transectos lineares.

Espécie	Nº de avistagens	Tamanho médio do grupo	ESW*	CV (ESW)	D**	CV (D)
<i>Inia geoffrensis</i>	15	1,60	49,3	0,59	3,4	0,66
<i>Sotalia fluviatilis</i>	26	1,96	211,5	0,15	1,7	0,30

* ESW é a largura efetiva da banda, dada em metros

** Densidade dada em *indivíduos/km²*

Com a correção dos valores de $g(0)$ proposto por Gomez-Salazar *et al.* (2012), a densidade nos transectos lineares de boto-vermelho passou de 3,4 para 11,1 indivíduos/ km^2 ($SE = 10,4$) e a de tucuxi passou de 1,7 para 1,8 indivíduos/ km^2 ($SE = 1,6$).

A tabela 8 mostra os valores corrigidos da densidade de botos-vermelhos e tucuxis por estratos durante a expedição feita na vazante (outubro de 2016) e seus respectivos erros padrão (SE).

Tabela 7: Densidade de *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis* observados ao longo dos estratos no baixo rio Negro, durante os transectos de banda e lineares, com correção dos valores de $g(0)$, com base em Gomez-Salazar *et al.* (2012). Espaço em branco é quando não foi possível obter os dados.

Estrato	Banda				Linear			
	<i>Inia geoffrensis</i>		<i>Sotalia fluviatilis</i>		<i>Inia geoffrensis</i>		<i>Sotalia fluviatilis</i>	
	Ind/ km^2	SE	Ind/ km^2	SE	Ind/ km^2	SE	Ind/ km^2	SE
Lago	1,5	1,0	0,8	0,2	24,1	28,7	1,2	0,5
Paraná	12,0	10,1	2,1	1,7	8,3	5,4	2,0	1,0
Rio	7,8	6,8	1,9	1,3	9,4	8,9	2,0	2,6
Tributário	3,9	2,5	2,2	1,7				

5. DISCUSSÃO

5.1 *Esforço Amostral*

Os golfinhos de rio geralmente emergem discretamente e são altamente móveis, dificultando os esforços para estimar sua densidade e abundância (GOMEZ-SALAZAR *et al.*, 2012).

Até meados da década de 90, as estimativas populacionais dos golfinhos de rio eram contagens diretas relativamente simples, na tentativa de estimar o número total de animais presentes em uma determinada área, em um determinado momento (*e.g.*, MAGNUSSON *et al.*, 1980; BEST & da SILVA, 1989). Estas contagens provavelmente foram subamostradas, porque em grande parte, alguma parte da população não foi observada. Protocolo padronizado de amostragem de Vidal *et al.* (1997) serviu como base para posteriores estimativas de densidade.

O desenho amostral para levantamentos populacionais de espécies que vivem nos rios da bacia Amazônica é mais complexo, por dificuldades logísticas e analíticas que geralmente não se aplicam aos cetáceos em ambientes marinhos (SMITH & REEVES, 2000). Assim, nesse estudo, uma combinação de transectos de banda de 200m e transectos lineares cruzando o rio foi utilizada, permitindo uma cobertura adequada dos diferentes estratos, com um esforço significativo nas áreas onde a maioria dos golfinhos fluviais são encontrados (VIDAL *et al.*, 1997; MARTIN *et al.*, 2004; DAWSON *et al.*, 2008).

Poucos estudos populacionais foram feitos cobrindo os diferentes períodos do ciclo hidrológico dos rios. Como o custo operacional é alto, é sugerido pela literatura que, pelo menos, para cálculo de estimativa populacional, a expedição seja feita durante a meia estação (vazante/seca), quando os rios se encontram encaixados na calha central, sem conexões com as planícies de inundação e sem o risco de ter o desenho amostral atrapalhado por bancos de areia, impedindo a navegação; dessa maneira, permite também a comparação com outros estudos. Todavia, sabe-se que a variação no nível da água afeta o oxigênio dissolvido, as migrações de peixes, a disponibilidade de habitat e a produtividade do rio, influenciando, de forma direta, a distribuição dos golfinhos (MARTIN *et al.*, 2004).

Vários protocolos foram utilizados para que um levantamento confiável com processo de detecção adequado fosse realizado nesse estudo. Entre elas, destacam-se: (1) esforço amostral igual para ambos os lados do transecto; (2) velocidade baixa e constante das embarcações, considerando que ambas as espécies têm breves intervalos de respiração (VIDAL *et al.*, 1997; MARTIN *et al.*, 2004); (3) rodízio entre o posicionamento dos participantes, de forma a evitar vício e fadiga; (4) maioria dos observadores com experiência em avistagem e identificação das espécies trabalhadas e com conhecimento da metodologia empregada; e (5) plataformas de observação em constante comunicação para anotação de possíveis avistagens perdidas.

5.2 Avistagens e Tamanho de Grupo

Nesse estudo, grande parte das avistagens de boto-vermelho era de apenas um indivíduo (68,6% na enchente e 71,3% na vazante) e o tamanho máximo de grupo foi de cinco indivíduos, apesar de ter sido avistado apenas um (0,7%) grupo na enchente e um (0,7%) na vazante. Como descrito na literatura, *Inia geoffrensis* é considerada uma espécie normalmente solitária, que pode formar grupos maiores nos períodos de reprodução ou em áreas de alimentação (da SILVA, 2009). A associação mais estável ocorre entre mãe e filhote e dura por volta de três anos (BEST & da SILVA, 1993; MARTIN & da SILVA, 2006). Já para o tucuxi, a maioria das avistagens era de dois indivíduos (38,5% na enchente e 45,9% na vazante), com observação de um (0,6%) grupo com 11 indivíduos durante a expedição feita na enchente. *Sotalia fluviatilis* tem hábito gregário e pode ser facilmente avistada em grupos que variam de dois a mais de seis indivíduos, formando grupos maiores no período reprodutivo e em atividades de alimentação (FAUSTINO & da SILVA, 2006).

No baixo rio Negro, o tamanho médio de grupo encontrado para boto-vermelho foi de 1,4 indivíduos em ambas as expedições, enquanto para tucuxi foi de 2,1 e 1,8 indivíduos nas expedições na enchente e vazante, respectivamente. Esse resultado ficou próximo ao encontrado por Martin *et al.* (2004), na Amazônia brasileira (entre os rios Japurá e Solimões), que registraram uma média de tamanho de grupo de 1,4 para boto-vermelho e de 2,2 para tucuxi; e recentemente, por Pavanato *et al.* (2016), no rio Tapajós, no qual o tamanho de grupo esperado foi de 1,4 para boto-vermelho e 1,6 para

tucuxi. Já Vidal *et al.* (1997), no alto rio Amazonas (fronteira Colômbia, Peru e Brasil), encontraram um tamanho médio de grupo para boto-vermelho de 2,9 indivíduos e de 3,9 para tucuxi. Conceito de grupo, época do levantamento e características hidrológicas e geomorfológicas dos rios podem influenciar diretamente nos resultados e explicar essas diferenças de tamanho médio.

Como esperado, a taxa de encontro na expedição de outubro, na qual a cota do rio estava mais baixa (tributários estavam bem rasos), apresentou valores um pouco maiores que a de abril, principalmente para os botos-vermelhos (0,34 ind./km na cota do rio em $\pm 24,5$ m e 0,48 ind./km na cota do rio em $\pm 18,2$ m). De acordo com Martin & da Silva (2004), durante a estação de vazante e seca (outubro), os botos-vermelhos são forçados a sair dos lagos, canais e áreas alagadas e tributários menores em direção ao canal do rio principal, acompanhando os peixes e evitando ficar encalhados ou presos. O tucuxi é associado com áreas de águas mais profundas e canais abertos e por isso não era esperado grande diferença na taxa de encontro entre as estações hidroclimáticas (0,57 ind./km na enchente e 0,60 ind./km na vazante). Os mapas apresentados na seção *Resultados – Esforço Amostral* (Figuras 6 e 7) mostram a diferença nos levantamentos, por causa do nível da água: no mês de outubro, não foi feita a amostragem em um dos tributários (Tarumã-Mirim), pois não era possível navegar nem com a lancha pequena, devido à baixa profundidade.

5.3 Distribuição por Habitat e ao Longo do Rio

Os resultados encontrados nesse estudo corroboram com o encontrado por Martin *et al.* (2004), de que não há uma distribuição uniforme entre os habitats, havendo consideráveis preferências de locais por *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis*, assim como não há diferença significativa na distribuição relativa dos indivíduos pelos habitats, existindo similaridade na escolha de locais por ambas as espécies.

As mudanças sazonais no nível da água dos rios afetam parâmetros ecológicos, como migração dos peixes, disponibilidade e produtividade de habitat (GOULDING *et al.*, 1996), afetando diretamente a distribuição e ocorrência de botos-vermelhos e tucuxis (MARTIN *et al.*, 2004).

Como esperado, *confluência* esteve entre os dois primeiros habitats com maior taxa de encontro em ambas as expedições. A geomorfologia complexa dos sistemas de água doce tende a concentrar a distribuição de cetáceos em locais com baixa correnteza, como confluências (HUA *et al.*, 1989; SMITH *et al.*, 1998), por serem locais com alta produtividade e que atraem maior densidade de peixes, comparado aos outros habitats (VIDAL *et al.*, 1997; ALIAGA-ROSSEL, 2002; MARTIN *et al.*, 2004; GOMEZ-SALAZAR *et al.*, 2012; PAVANATO *et al.*, 2016). A preferência por habitats com maior oferta de presas e menor gasto de energia encontrada nesse estudo também foi demonstrada em outros estudos com essas espécies (MARTIN *et al.*, 2004; GOMEZ-SALAZAR *et al.*, 2012).

Martin *et al.* (2004) consideraram que o método mais eficaz e simples para realizar levantamentos de parâmetros populacionais é utilizar o método de transecto de banda ao longo das margens dos rios e aplicar um fator de correção à contagem dos golfinhos na parte central do rio. Isso porque houve uma maior concentração de botos e tucuxis próximo à margem do rio, decaindo proporcionalmente quanto mais distante dela (resultado também encontrado por GOMEZ-SALAZAR *et al.* (2012)). Entretanto, quando as avistagens feitas nos transectos de banda no baixo rio Negro foram analisadas em relação a distância da margem, esse quadro não foi encontrado; a maioria das avistagens de botos-vermelhos e tucuxis estava mais próxima a linha do transecto (entre 50 e 150m da margem). Segundo Guisan & Thuiller (2005), a distribuição desigual da população de uma espécie, observada ao longo de uma área, é provavelmente resultado de uma distribuição desigual dos recursos, orientada por variação topográfica ou fragmentação do habitat. De acordo com Franzinelli & Igreja (1990), o rio Negro apresenta-se anastomosado na parte central de sua região mais baixa: ilhas compridas, paralelas as margens do rio ocorrem apresentando vastos lagos em seu interior e são cortadas por um sistema de paranãs, que isolam ilhas menores dentro do conjunto conhecido como Arquipélago de Anavilhanas. No final do trecho, em direção a Manaus, as ilhas se dispõem em forma de “cauda de cometa”. Durante a época de águas altas, as ilhas em Anavilhanas são completamente inundadas; mas, na estação seca, é possível observar os bancos de areia, que em algumas ilhas são muito íngremes, atingindo até 7m acima do nível de água baixa, mas com grande variação de altura (LATRUBESSE, 2008). A existência de bancos de areia por toda região, pode influenciar na distribuição

de *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis*, por alterar a profundidade dessa área, deixando locais próximos a margem muito rasos.

Latrubesse & Franzinelli (2005) definem o baixo rio Negro como uma área de rio que gradualmente se tornou um vale bloqueado (represado pelo rio Solimões), com formação de uma planície de inundação incompleta. O arquipélago de Anavilhanas foi o principal produto geomorfológico da região e algumas condições foram essenciais para o seu desenvolvimento, como sedimento em suspensão suficiente e um ambiente deposicional de baixa energia. Mas essa formação não é compatível com as condições atuais do rio, que transporta uma quantidade insignificante de sedimento em suspensão.

Citada no Plano de Ação Nacional de Pequenos Cetáceos (2011), a captura incidental é a ameaça mundial com maior ocorrência e tem importante consequência no tamanho das populações afetadas, ameaçando a existência de algumas espécies. Foi observado nesse estudo, assim como na literatura, que os habitats preferidos pelo boto-vermelho e tucuxi são aqueles possivelmente escolhidos pelos pescadores, uma vez que são locais com baixa correnteza e alta densidade de peixes. Dessa forma, ter uma melhor compreensão da ocorrência e das preferências de habitat de *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis* é uma ferramenta essencial para melhorar a conservação dessas espécies, pois permitirá nortear o planejamento das ações de controle e fiscalização por parte dos órgãos públicos (MARTIN & da SILVA, 2004).

5.4 Densidade

Comparando com outros estudos, a densidade encontrada no atual estudo nos transectos de banda foi relativamente baixa (média de 1,5 golfinhos/km²), sendo que a mais alta foi de 2,4 botos-vermelhos/km² no estrato lago durante a enchente e 2,6 tucuxis/km² no estrato paranã durante a vazante. A densidade mais baixa foi durante a vazante, sendo de 1,0 boto-vermelho/km² no estrato tributário e de 0,3 tucuxi/km² no estrato lago.

No alto rio Amazonas, Vidal *et al.* (1997) encontraram densidade variando entre 0,6 botos-vermelhos/km² no meio dos rios a 4,8 botos-vermelhos/km² nos tributários e de 0,9 tucuxis/km² no meio dos rios a 8,6 tucuxis/km² nos lagos. O levantamento, que

durou 20 dias, foi feito no início da estação da vazante, quando a água começava a baixar (recuou 2,5m durante o período de amostragem). A região amostrada contou com rio de água branca e tributários de água preta, sendo que no leito do rio principal (rio Amazonas), a largura variou de 0,5 a 2km, enquanto no leito dos rios secundários (tributários), variou de 60 a 200m, apenas. Os autores acreditam que essa alta densidade encontrada é provavelmente resultado de características fisiográficas e hidrológicas especiais da região, que favorecem e mantêm uma grande diversidade e abundância de peixes, mas que também oferecem aos golfinhos áreas adequadas para reprodução e repouso.

Na Amazônia brasileira (entre os rios Solimões e Japurá), Martin *et al.* (2004) fizeram seis expedições, em diferentes períodos hidrológicos, durante dois anos. Ambos os rios são de água branca e tem cerca de 1km de largura, apesar de pequenos canais serem criados pelos os bancos de areia, durante a época de águas baixas. Quando analisaram os dados de todas as expedições juntas, obtiveram densidade média de 3,7 botos-vermelhos/km² e de 3,2 tucuxis/km². No período de águas altas (nível da água acima de 12m), a densidade de variou entre 4,8 e 5,7 botos-vermelhos/km² e 3,6 e 4,8 tucuxis/km². Quando o nível da água estava abaixo de 9m, a densidade ficou entre 1,8 e 3,9 botos-vermelhos/km² e entre 1,2 e 1,9 tucuxis/km².

O trabalho de Gomez-Salazar *et al.* (2012) analisou estratos em diversos países e em diferentes estações hidrológicas dos rios. As maiores densidades foram encontradas no rio Samiria, Peru (5,9 botos-vermelhos/km² e 6,1 tucuxis/km²). O levantamento foi feito em setembro de 2006, durante o período de águas baixas, em uma área dentro da Reserva Natural Pacaya-Samiria. De acordo com os autores, é uma área de proteção bem gerenciada, com baixo nível de ameaças antrópicas, em comparação com as outras áreas pesquisadas nesse mesmo estudo (*e.g.*, rio Meta (Colômbia), que conta com ameaças antrópicas consideráveis, foi amostrado durante o período de águas médias, em agosto de 2006, e obteve apenas 0,57 botos-vermelhos/km²).

É necessário certo cuidado na comparação desses estudos, uma vez que há diferenças nos protocolos de avistagens (número de observadores por plataforma, uso de uma ou duas plataformas), no tipo de análise escolhida (correção no valor de $g(0)$ ou não), na época do ano em que foi feito o levantamento (nível da água do rio), tipos de

habitat presentes nas áreas de estudo, como por exemplo, extensas áreas de várzea, entre outros.

Os valores de densidade dos transectos de banda encontrados nesse estudo mostram que, independentemente do nível da água (enchente ou vazante), o estrato lago é o que apresenta o menor número de tucuxi por km². Faustino & da Silva (2006) identificaram que os tucuxis evitavam o lago Mamirauá, mostrando clara preferência destes golfinhos por canais fundos, de pouca turbulência e elevada produtividade, onde a densidade de presas é elevada.

A nascente do rio Negro ocupa uma região de solos arenosos e ácidos, advindos da drenagem do escudo das Guianas, estando associados à baixa carga sedimentar (SIOLI, 1984). É um rio considerado bem complexo por Latrubesse (2008), pois apesar de apresentar cargas de sedimentos muito baixas, possui multicanais e trechos com baixas sinuosidades, assim como o rio Solimões. Assim, é coerente dizer que a baixa densidade de botos-vermelhos e tucuxis nas margens do baixo rio Negro está diretamente relacionada com a menor quantidade de recursos, se comparado a rios de água branca. O elevado aporte de sedimentos está diretamente relacionado ao aumento da concentração de nutrientes, que por consequência aumenta a produtividade primária e a abundância de peixes (PUTZ & JUNK, 1997).

A comunidade de peixes do rio Negro é composta em sua maioria por peixes pequenos, devido à menor quantidade de nutrientes nas águas pretas (GOULDING *et al.*, 1988). Os peixes grandes podem não ser encontrados em abundância nessas águas por fatores como a limitação na disponibilidade de recurso (baixa produtividade primária). Apesar da alta diversidade de peixes, o rio Negro apresenta alguns fatores que limitam a abundância das espécies existentes, como níveis baixos de nutrientes (oligotrofia), desgaste provocado pelo pulso de inundação e baixa produtividade de biomassa animal e vegetal (SANTOS *et al.*, 2006).

A escolha de analisar junto os dados coletados na enchente e na vazante no programa DISTANCE foi para melhorar o ajuste da função de detecção. Vidal *et al.* (1997) também buscaram essa melhor modelagem, ao agruparem todas as avistagens feitas nos transectos lineares, independente da espécie. De acordo com Buckland *et al.* (2001),

o tamanho da amostra deve ser de pelo menos 60-80 avistagens, embora para alguns propósitos, um máximo de 40 possa ser adequado, mesmo não sendo provável que obtenha a precisão desejada. Com base nesses mesmos autores, o nível de precisão de uma estimativa pode ser conferido pelo valor do coeficiente de variação dela (quanto maior o valor, mais impreciso resultado).

Como o número de avistagens obtidos durante os transectos lineares feitos no rio Negro, principalmente para *Inia geoffrensis*, foi menor do que o valor sugerido por Buckland *et al.* (2001) e os valores de coeficiente de variação foram muito altos, os resultados devem ser tratados com cautela. O modelo de função de detecção escolhido (*Hazard Rate*) pelo programa DISTANCE, se ajustou bem aos dados coletados para *Sotalia fluviatilis*, mas não obteve o mesmo sucesso para boto-vermelho. É necessário aumentar o número de transectos lineares, em busca de um maior número de avistagens, para haver melhor modelagem dos dados, inclusive porque a largura do rio Negro permite isso. O desenho amostral talvez não tenha sido o ideal ou a análise precisa ser mais refinada, com inclusão de covariáveis. De qualquer maneira, é importante identificar e analisar todas as variáveis que possam ter influenciado no resultado final.

Em relação a densidade nos transectos lineares durante a vazante, considerando $g(0)=1$, o valor do atual estudo foi de 3,4 botos-vermelhos/km² (CV = 0,66) e 1,7 tucuxis/km² (CV = 0,30). Martin *et al.* (2004), na expedição feita em março de 2000 (período de águas intermediárias; cota do rio = 8,6m), encontraram densidade de 0,4 boto-vermelho/km² (CV = 0,55) e de 0,8 tucuxi/km² (CV = 0,48). Já na expedição que fizeram no período de águas baixas (cota do rio = 3,9m), essa densidade passou para 1,6 botos-vermelhos/km² (CV = 0,23) e 1,3 tucuxis/km² (CV = 0,38). A explicação dos autores para esse aumento de densidade foi de que o rio se encontrava em sua menor cota anual. Assim, houve redução da área superficial do leito do rio; criação de habitats de águas rasas na parte central do rio, semelhantes aos habitats das margens; e diminuição da profundidade (muito raso) nas planícies de inundação, forçando os golfinhos para o canal principal.

Após aplicação das correções de função de detecção e do valor de $g(0)$ no atual estudo, o valor de densidade de boto-vermelho tornou-se relativamente alto (11,1

indivíduos/km² (SE = 10,4)), quando comparado ao estudo de Gomez-Salazar *et al.* (2012) (0,96 indivíduos/km² (CV = 0,31)), mas para tucuxi ficou próximo (1,8 tucuxis/km² (SE = 1,6) contra 1,51 tucuxis/km² (CV = 0,37)), uma vez que o valor de $g(0)$ corrigido foi próximo a 1. Entretanto, o alto valor do erro padrão (SE) para densidade de boto-vermelho desse estudo, mostra que o valor não é confiável, necessitando de mais dados para torná-lo preciso. Assim, qualquer tentativa de estimar a população total (abundância) seria extremamente perigosa.

Os valores de $g(0)$ corrigidos encontrados na literatura para boto-vermelho e tucuxi são 0,95 (CV = 0,025) e 0,99 (CV = 0,003) no estudo de Gomez-Salazar *et al.* (2012), que trabalhou em rios de água branca, e 0,65 (CV = 0,273) e 0,79 (CV = 0,111) no estudo de Pavanato *et al.* (2016), nas águas claras do rio Tapajós. No baixo rio Negro, o valor de $g(0)$ estimado para boto-vermelho foi 0,31 (CV = 0,27) e para tucuxi foi 0,93 (CV = 0,04), mostrando que quase 70% de grupos de boto-vermelho e apenas 7% de grupos de tucuxi não foram detectados pela proa na linha do transecto. As razões para essa alta “perda” de avistagem de boto-vermelho não ficou evidente, mas pode estar relacionada ao comportamento discreto dos animais ou interação negativa na presença da embarcação (movimento de resposta é o afastamento do barco). A grande diferença entre essas estimativas pode ser consequência do menor histórico de detecção (menor número de avistagens, evidenciado pelo alto valor do coeficiente de variação) e pelo tipo de água, que pode interferir na percepção dos observadores (*e.g.*, água preta apresenta maior brilho e tem maior taxa de reflexão dos raios solares, causando fadiga ocular mais rapidamente). De acordo com Dawson *et al.* (2008), o valor de $g(0)$ baixo seria, em grande parte, causado pela baixa percepção dos observadores, que é potencialmente maior para as espécies consideradas solitárias ou que ocorrem em pequenos grupos e que são discretas ao emergir para respirar. Entretanto, a investigação sobre o possível efeito que o tipo de água pode ter sobre a detecção de golfinhos de rio, ainda não é viável, pois é necessário um grande conjunto de dados na estimativa de $g(0)$, separadamente para cada tipo de água (PAVANATO *et al.*, 2016). A largura do rio pode reduzir a capacidade de detecção dos golfinhos, quando eles estão no canal principal do rio. O rio Negro tem em média de 1 a 3km de largura, aumentando dezenas de vezes próximo à foz (ZEIDEMANN, 2001) e a largura do rio Tapajós pode exceder 20km em

alguns trechos (PAVANATO *et al.*, 2016). Dessa forma, para se ter uma melhor cobertura de amostragem, seria necessário maior número de transectos lineares na parte central do rio.

O viés resultante de assumir que $g(0) = 1$ quando ele é claramente menor que isso pode ser considerável, como é o caso do valor encontrado para boto-vermelho nesse estudo, que foi de $g(0) = 0,31$. Esse resultado mostra que apenas um terço dos grupos de boto-vermelho são avistados pelos observadores da plataforma na proa e ignorar essa informação leva a resultados não reais. Existem vieses importantes que acabam não sendo levados em consideração quando essa premissa ($g(0) = 1$) é aceita. Mamíferos aquáticos são particularmente problemáticos porque não são avistados quando estão abaixo da superfície da água. Marsh & Sinclair (1989) cunhou os termos “viés de disponibilidade”, relacionado aos golfinhos (maioria dos animais está submersa e, quando estão na superfície, geralmente mostram pouco do seu corpo) e “viés de percepção”, referente aos observadores (distração, cansaço e falta de atenção impedindo uma boa detecção, assim como condições ambientais precárias de avistagem) para descrever os motivos pelos quais os animais não são detectados pelo observador e ambos podem reduzir o valor de $g(0)$ (LAAKE & BORCHERS, 2004). Em alguns casos, o efeito combinado desses vieses (denominado como "fração perdida" na linha do transecto) é tão grande, que acaba interferindo na precisão dos resultados (DAWSON *et al.*, 2008).

6. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES FINAIS

Esse estudo é a primeira tentativa de estimativa populacional de boto-vermelho e tucuxi na região do baixo rio Negro. Apesar de vários avanços no levantamento e análise dos dados alcançados nos últimos estudos e aplicados nesse trabalho (*e.g.*, Martin *et al.*, 2004; Gomez-Salazar *et al.*, 2012; Pavanato *et al.*, 2016), ainda é necessário maior esforço para realizar estimativas confiáveis e mais precisas.

Para efeitos direto na conservação de uma espécie, é indicado que estudos populacionais sejam feitos em pequenos trechos representativos de uma grande área, ou seja, locais com alta ocorrência de indivíduos (no caso desse estudo, áreas específicas dentro do PARNA Anavilhanas, ao invés de todo o trecho Manaus - Novo Airão) e que levem em consideração a variação ao longo do ano, coletando dados na enchente, cheia, vazante e seca. Levantamentos em diferentes épocas do ano, abrangendo todo o período hidroclimático, permitirá entender melhor quais os fatores externos realmente influenciam nas estimativas populacionais, e também na distribuição dos golfinhos da Amazônia no baixo rio Negro.

Com o presente estudo, foi possível conhecer melhor o baixo rio Negro e suas dificuldades de navegação. Após análise dos dados coletados é possível recomendar pequenas modificações na metodologia para futuros levantamentos, afim de melhorar a precisão das estimativas encontradas:

- 1- Embarcação com parte inferior mais achatada, permitindo aumentar o número de transectos lineares na parte central do rio Negro;
- 2- Avaliação de efeitos de fatores extrínsecos (tamanho do grupo, condições de avistagem, observador e largura do canal) nas taxas de detecção;
- 3- Possível utilização de dois métodos simultâneos: levantamento visual e acústica.

Futuros levantamentos devem trabalhar com as dificuldades encontradas nesse estudo e assim, definir uma melhor estratégia para coleta de dados, que irão fornecer estimativas mais precisas.

Devido as reais ameaças que os golfinhos da Amazônia sofrem e os poucos dados populacionais que se tem em toda sua distribuição geográfica, é importante que ações conservacionistas pontuais sejam tomadas, à medida que novos dados são encontrados.

O monitoramento da população de botos-vermelhos e tucuxis no baixo rio Negro torna-se relevante e essencial para tentar identificar as ameaças sofridas, que podem causar alta mortalidade de indivíduos, influenciando na estabilidade dessas espécies. Assim, espera-se que as informações encontradas por esse estudo possam servir de base para futuras pesquisas e medidas efetivas de conservação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alcamo, J.; van Vuuren, D.; Cramer, W. 2005. Changes in ecosystem services and their drivers across the scenarios. In: Anonymous Scenarios. Millenium Ecosystem Assessment, Washington, DC, pp. 297–373.

Aliaga-Rossel, E. 2002. Distribution and abundance of the river dolphin (*Inia geoffrensis*) in the Tijamuchi River, Beni, Bolivia. *Aquatic Mammals* 28 (3): 312-323.

Alves, L.C.P.S. *et al.* 2011. Alimentação artificial de botos-da-Amazônia (*Inia geoffrensis* de Blainville 1817) como atração turística e sua dispersão pela Amazônia Brasileira. *Revista Brasileira de Zoociências*, 13, 253–262.

Ayres, J.M. 1993. *As Matas de Várzea do Mamirauá*. Rio de Janeiro, Brazil: Sociedade Civil Mamirauá.

Best, R.C. & da Silva, V.M.F. 1984. Preliminary analysis of reproductive parameters of the bottu, *Inia geoffrensis*, and the tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, in the Amazon River system. *Rep. Int. Whal. Comm. Spec. Issue* 6: 361–369.

Best, R.C. & da Silva, V.M.F. 1989. Amazon River Dolphin, Boto *Inia geoffrensis* (de Blainville, 1817). In: Ridgway, S.H., Harrison, R.J. (Eds.), *Handbook of Marine Mammals*. Academic Press London, 4th volume. 1-23.

Best, R.C. & da Silva, V.M.F. 1993. *Inia geoffrensis* de Blainville, 1817. *Mammalian Species*, 426: 1–8.

Brasil. 2002. Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: Ministério do Meio Ambiente (MMA).

Brasil. Lei nº 5.197, de 03 de janeiro de 1967. Dispõe sobre a Proteção à Fauna e dá outras providências. *Diário Oficial da União; Poder Executivo*, de 5 de janeiro de 1967.

Brasil. Portaria SUDEPE nº 11 de 21 de fevereiro de 1986. Proíbe, nas águas sob jurisdição nacional, a perseguição, caça, pesca ou captura de pequenos Cetáceos, Pinípedes e Sirênios. *Diário Oficial da União; Poder Executivo*, de 25 de fevereiro de 1986.

Brasil. Portaria nº 444 de 17 de dezembro de 2014. Reconhece como espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção". *Diário Oficial da União; Poder Executivo*, de 18 de dezembro de 2014.

Buckland, S.T. *et al.* 2001. *Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.

da Silva, V.M.F. 1994. Aspects of the biology of the Amazonian dolphins genus *Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis*. Ph.D Thesis. University of Cambridge, Cambridge. England. 327 pp.

da Silva, V.M.F. 2004. Conservação dos golfinhos da Amazônia: Ameaças e Perspectivas. pp. 313-320. In: *História Natural, Ecologia e Conservação de Algumas Espécies de Plantas e Animais da Amazônia*. Renato Cintra (Coord.), Manaus: EDUA/ INPA / FAPEAM.

- da Silva, V.M.F. 2009. Amazon River dolphin, *Inia geoffrensis*. Pages 26-28. In: Perrin, W.F.; Würsig, B.; Thewissen, J.G.M., (Eds.), Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press. London.
- da Silva, V.M.F. & Best, R.C. 1994. Tucuxi – *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) In: Handbook of Marine Mammals. RIDGWAY S. F., HARRISON, S. R., eds.) Vol. 5: The first book of dolphins. Academic Press, London, pp. 43-70.
- da Silva, V.M.F. & Best, R.C. 1996. *Sotalia fluviatilis* Gervais, 1853. Mammalian Species. Estados Unidos. v. 396, p.1 – 7.
- da Silva, V.M.F. & Martin, A.R. 2000. A study of the boto, or Amazon river dolphin (*Inia geoffrensis*), in the Mamirauá Reserve, Brazil: Operation and techniques. Pages 121–131 in R. R. Reeves, B. D. Smith and T. Kasuya, eds. Biology and conservation of freshwater cetaceans in Asia. Occasional paper of the IUCN Species Survival Commission no. 23. IUCN, Gland, Switzerland.
- da Silva, V.M.F. & Martin, A.R. 2010. Status, threats, conservation initiatives and possible solutions for *Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis* in Brazil. In: Trujillo, F.; Crespo, E.; Van Damme, P.A.; Usma, J.S. (Coords.). The action plan for the South American river dolphins 2010-2020. Bogotá: WWF/Fundación Omacha/WDS/WDCS/Solamac.
- da Silva, V.M.F.; Goulding, M.; Barthen, R. 2008. Golfinhos da Amazônia. 1. ed. Manaus: INPA, volume 1, 52 p.
- da Silva, V.M.F. *et al.* 2010. Report of the working group on distribution, habitat characteristics and preferences, and group size. Latin American Journal of Aquatic Mammals 8:31–38
- Dawson, S. *et al.* 2008. Design and field methods for sighting surveys of cetaceans in coastal and riverine habitats. Mammal Review 38:19–49.
- Faustino, C. & da Silva, V.M.F. 2006. Seasonal Use of Amazon Floodplains by the Tucuxi *Sotalia fluviatilis* (Gervais 1853), In the Central Amazon, Brazil. LAJAM 5(2): 95-104.
- Flores, P.A.C. & da Silva, V.M.F. 2009. Tucuxi and Guiana Dolphin *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*. Pages 1188-1192 in Perrin, W.F., Würsig, B. and Thewissen, J.G.M. eds. Encyclopedia of Marine Mammals. Second edition. Burlington MA: Academic Press.
- Franzinelli, E. & Igreja, H.L.S. 1990. Utilização do sensoriamento remoto na investigação da área do Baixo Rio Negro e Grande Manaus. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Manaus. Anais... Manaus: SBG/NO, v. 3, p. 641-8.
- Gomez-Salazar, C. *et al.* 2012. Population, density estimates, and conservation of river dolphins (*Inia* and *Sotalia*) in the Amazon and Orinoco river basins. Marine Mammal Science, 28: 124–153.
- Gomez-Salazar, C.; Trujillo, F.; Whitehead, H. 2014. Population size estimates of pink river dolphins (*Inia geoffrensis*) using mark-recapture methods on photo-identification. Latin American Journal of Aquatic Mammals, 9 (2): 132-139.
- Goulding, M. *et al.* 1988. Rio Negro, Rich Life in Poor Water: Amazonian diversity and foodchain ecology as seen through fish communities. The Hague: SPB Academic Publishing. 200pp.

- Goulding, M.; Smith, N.J.H.; Mahar, D.J. 1996. Floods of fortune: ecology and economy along the Amazon. Columbia University Press, New York, USA. 193p.
- Guisan, A. & Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* 8, 993–1009.
- Guizada, L. & Aliaga-Rossel, E. 2016. Abundance of the bolivian river dolphin (*Inia boliviensis*) in Mamore river, Upper Madeira Basin. *Aquatic Mammals*, 42(3): 330-338.
- Hamilton, H. *et al.* 2001. Evolution of river dolphins. *Proceedings of the Royal Society of London* 268: 549-556.
- Hua, Y. *et al.* 1989. The habitat and behavior of *Lipotes vexillifer*. Pages 92–98 in W. F. Perrin, R. L. Brownell, Jr., K. Zhou and J. Liu, eds. *Biology and conservation of the river dolphins*, Occasional papers of the IUCN Species Survival Commission No. 3. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN, 2013. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/details/full/10831/0>>. Acesso em 03 de abril de 2015.
- IWC. 2000. Report of the Scientific Sub-Committee on Small Cetaceans. International Whaling Commission Scientific Committee. *Journal of Cetacean Research and Management (Supplement 3)*:263–291.
- Laake, J.L. & Borchers, D.L. 2004. Methods for incomplete detection at distance zero. pp. 108-189. In: *Advanced Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations*. Buckland, S.T. *et al.* Ed. IUCN. Ed. Oxford. 416p.
- Latrubesse, E. 2008. Patterns of anabranching channels: The ultimate end-member adjustment of mega rivers. *Geomorphology*, 101(1-2): 130–145.
- Latrubesse, E. & Franzinelli, E. 2005. The late Quaternary evolution of the Negro river, Amazon Brazil: implications for islands and floodplains formation in large anabranching tropical systems. *Geomorphology* 70, 372–397.
- Leatherwood, J.S. 1996. *Distributional Ecology and Conservation status of river dolphins (Inia geoffrensis and Sotalia fluviatilis) in portions of the Peruvian Amazon*. PhD Thesis, Texas A&M University, College Station, Texas. 233pp.
- Leenheer, J.A. 1980. Origin and nature of humic substances in the waters of Amazon river basin. *Acta Amazonica*. 10(3): 513-526.
- Magnusson, W.E.; Best, R.C.; da Silva, V.M.F. 1980. Numbers and behaviour of Amazonian dolphins, *Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis*, in the rio Solimões, Brazil. *Aquatic Mammals*. 8(1): 27-32.
- Martin, A.R. *et al.* 2004. Riverine habitat preferences of botos (*Inia geoffrensis*) and tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in the central Amazon. *Marine Mammal Science*. 20(2): 189–200.
- Martin, A.R. & da Silva, V.M.F. 2004. Number, seasonal movements, and residency characteristics of river dolphins in an Amazonian floodplain lake system. *Canada Journal of Zoology*, 82: 1307-1315.

- Martin, A.R. & da Silva, V.M.F. 2006. Sexual dimorphism and body scarring in the boto (Amazon River Dolphin) *Inia geoffrensis*. *Marine Mammal Science*. 22(1): 25-33.
- Marsh, H. & Sinclair, D.F. 1989. Correcting for visibility bias in strip transect aerial surveys of aquatic fauna. *Journal of Wildlife Management*. 53: 1017-24
- McGuire, T.L. 2002. Distribution and abundance of river dolphin in the Peruvian Amazon. PhD Thesis, Texas A&M University, College Station, Texas. 254pp.
- McGuire, T.L. & Henningsen, T. 2007. Movement patterns and site fidelity of river dolphins (*Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis*) in the Peruvian Amazon as determined by photo-identification. *Aquatic Mammals* 33: 359-367.
- Pavanato, H.J. *et al.* 2016. Risks of dam construction for South American river dolphins: a case study of the Tapajós River. *Endangered Species Research*, 31: 47-60.
- Pavanato, H.J., Gomez-Salazar, C., Trujillo, F., Lima, D., Paschoalini, M., Ristau, N., Marmontel, M. (in press). Density, abundance and group size of river dolphins (*Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis*) in Central Amazon, Brazil. *Journal of Cetacean Research Management*.
- Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos Aquáticos: Pequenos Cetáceos. 2011. André Silva Barreto... [et al.]; organizadores Claudia Cavalcante Rocha-Campos, Ibsen de Gusmão Câmara, Dan Jacobs Pretto. – Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio. 132 p.
- Putz, R. & Junk, W.J. 1997. Phytoplankton and Periphyton. *In*: Junk, W.J. The Central Amazon Floodplain: Ecology of a pulsing system. Springer-Verlag Berlin, Germany. p. 207-222.
- Reeves, R.R. *et al.* 2000. Report of the workshop to develop a conservation action plan for the Yangtze River finless porpoise, Ocean Park, Hong Kong, 16–18 September 1997. Pages 97–80 in R. R. Reeves, B. D. Smith and T. Kasuya (eds). *Biology and conservation of freshwater cetaceans in Asia*. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
- Reeves, R.R. & Leatherwood, S. 1994. Dolphins, porpoises and whales: 1994–98 action plan for the conservation of cetaceans. IUCN, Gland, Switzerland.
- Reeves, R.R. & Martin, A.R. 2009. River Dolphins. Pages 976-979. *in* Perrin, W.F.; Würsig, B. and Thewissen, J.G.M. eds. *Encyclopedia of Marine Mammals*. Second edition. Burlington MA: Academic Press.
- Revenga, C. *et al.* 2000. *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Freshwater Systems*.
- Santos, T. *et al.* 2006. Tipo de habitat determina a ocorrência de peixes de tamanhos diferentes? *In*: Ganade, G. *Ecologia da floresta Amazônica*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA); Floresta Amazônica; Manaus, AM; Brasil.
- Seber, G.A.F. 1986. A review of estimating animal abundance. *Biometrics*, 42: 267-292.
- Sioli, H. 1957. Valores de pH de águas amazônicas. *Bol. Mus. Paraense E. Goeldi (Geologia)*. 1:1-37
- Sioli, H. 1984. *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht: Springer Netherlands, v. 56. (Monographiae Biologicae).

- Smith, B.D. *et al.* 1998. River dolphins in Bangladesh: Conservation and the effects of water development. *Environmental Management* 22:323–335.
- Smith, B.D. & Reeves, R.R. 2000. Survey methods for population assessment of Asian River Dolphins. In: Reeves R., Smith B., Kasuya T, editors. *Biology and Conservation of Freshwater Cetaceans in Asia*. Gland, Switzerland & Cambridge, U.K: IUCN. 97–115.
- Souza, N.P. *et al.* 2010. Como compatibilizar conservação, desenvolvimento e turismo: a experiência do baixo rio Negro, Amazonas. *Revista Brasileira de Ecoturismo*, São Paulo, 3(2): 173-190.
- Thomas, L. *et al.* 2002. Distance sampling. *Encyclopedia of Environmetrics* 1:544–552.
- Thomas, L. *et al.* 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5-14.
- Trujillo, F. 1994. The use of photo identification to study the Amazon river dolphin, *Inia geoffrensis*, in the Colombian Amazon. *Marine Mammal Science* 10 (3): 348-353
- Turvey, S.T. *et al.* 2007. First human-caused extinction of a cetacean species? *Biology Letters* 3:537-540.
- Vidal, O. *et al.* 1997. Distribution and abundance of the Amazon river dolphin (*Inia geoffrensis*) and the tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) in the upper Amazon River. *Marine Mammal Science* 13:427–445.
- Vörösmarty, C.J. *et al.* 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467, 555–561.
- Wallach, A.D. *et al.* 2009. Can threatened species survive where the top predator is absent?. *Biological Conservation*, 142: 43-52.
- Williams, R. *et al.* 2016. Searching for trends in river dolphin abundance: Designing surveys for looming threats, and evidence for opposing trends of two species in the Colombian Amazon. *Biological Conservation*, 195: 136-145.
- Zeidemann, V.K. 2001. O Rio das Águas Negras. In: Oliveira, A.A. & Daly, D. *Florestas do Rio Negro*. Companhia das Letras. p.61-88. Disponível em: <<http://ecologia.ib.usp.br>>. Acesso em 04 de abril de 2015.