

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
FACULDADE OU INSTITUTO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DE BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO DA
NATUREZA

Luis Alfredo Guizada Duran

Abundância e tendência populacional do boto-da-amazônia-boliviana (*Inia g. boliviensis*) em sua principal área de distribuição na Bolívia, em uma série histórica de 20 anos

Juiz de Fora
2025

Luis Alfredo Guizada Duran

Abundância e tendência populacional do boto-da-amazônia-boliviana (*Inia g. boliviensis*) em sua principal área de distribuição na Bolívia, em uma série histórica de 20 anos

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação de Natureza da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito necessário à obtenção do grau de doutor em Biodiversidade e Conservação da Natureza

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Zerbini

Coorientador: Prof. Dra. Mariana Paschoalini Frias

Dr. Enzo Aliaga Rossel

Juiz de Fora

2025

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

Guizada Duran, Luis Alfredo.

Abundância e tendência populacional do boto da amazônia boliviana (*Inia g. boliviensis*) em sua principal área de distribuição na Bolívia, em uma série histórica de 20 anos / Luis Alfredo Guizada Duran. -- 2025.

119 p. : il.

Orientador: Alexandre Zerbini

Coorientadores: Mariana Paschoalini Frias, Enzo Aliaga Rossel

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2025.

1. *Inia geoffrensis boliviensis*. 2. Amazônia boliviana. 3. tendência populacional. 4. tecnologias de monitoramento. 5. Monitoramento acústico passivo. I. Zerbini, Alexandre, orient. II. Paschoalini Frias, Mariana, coorient. III. Aliaga Rossel, Enzo, coorient. IV. Título.

Luis Alfredo Guizada Duran

**Abundância e tendência populacional do boto da amazônia boliviana (*Inia g. boliviensis*)
em sua principal área de distribuição na Bolívia, em uma série histórica de 20 anos**

Tese apresentada ao
Programa de Pós-
graduação em
Biodiversidade e
Conservação da
Natureza
da Universidade
Federal de Juiz de
Fora como requisito
parcial à obtenção do
título de Doutor em .
Área de
concentração:
Comportamento,
Ecologia e
Sistemática.

Aprovada em 30 de julho de 2025.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Alexandre Novaes Zerbini - Orientador
University of Washington

Dra. Mariana Paschoalini Frias - Coorientadora
WWF-Brazil

Dra. Waleska Gravena
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Dra. Franciele Rezende de Castro

Prof. Dr. Artur Andriolo

Universidade Federal de Juiz de Fora

Dr. Federico Sucunza Perez

Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul

Juiz de Fora, 09/07/2025.



Documento assinado eletronicamente por **Alexandre Novaes Zerbini, Usuário Externo**, em 31/07/2025, às 17:48, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Artur Andriolo, Professor(a)**, em 31/07/2025, às 19:33, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Franciele Rezende de Castro, Usuário Externo**, em 01/08/2025, às 07:57, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Federico Sucunza Perez, Usuário Externo**, em 04/08/2025, às 11:14, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Waleska Gravena, Usuário Externo**, em 04/08/2025, às 11:54, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no Portal do SEI-Ufjf (www2.ufjf.br/SEI) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **2492029** e o código CRC **B636402B**.

Dedico este trabalho à minha família de origem, que sempre esteve ao meu lado, e à minha própria família, que é minha maior motivação para seguir em frente e oferecer o meu melhor.

AGRADECIMENTOS

A realização desta tese foi possível graças ao apoio, à confiança e à colaboração de muitas pessoas e instituições, às quais expresso aqui minha mais profunda gratidão.

Agradeço, em primeiro lugar, aos meus orientadores Mariana, Alex e Enzo, pela orientação científica e pelo incentivo constante ao longo de todo o processo de pesquisa. Suas contribuições foram fundamentais para a construção e amadurecimento deste trabalho.

À UFJF e ao programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, por oferecerem o espaço acadêmico e os recursos que permitiram o desenvolvimento deste estudo. Agradeço também às instituições de fomento de CAPES, FAPEMIG e às organizações parceiras PIC-BUFEO, SARDI, CHELONIA, pelo apoio técnico e financeiro que viabilizaram o trabalho inteiro.

Aos professores examinadores: Franciele, Facundo, Waleska e Artur, eminentes pesquisadores. Aos técnicos de campo e amigos que estiveram comigo nos momentos da coleta de dados e das longas jornadas nos rios lá na Bolívia, meu sincero reconhecimento.

Agradeço às comunidades locais e aos pescadores que, com generosidade, abriram seus territórios e compartilharam seus conhecimentos, contribuindo de forma valiosa para a compreensão do ambiente e da espécie estudada.

À minha família, por todo o amor, apoio incondicional e compreensão nos momentos em que a distância e o tempo dedicado à pesquisa foram desafiadores. Sem o apoio de vocês, este caminho teria sido muito mais difícil.

A minha esposa, e a Matías, nosso filho, dedico um agradecimento especial. Vocês são minha fortaleza espiritual, minha inspiração diária e a razão mais profunda de cada passo que dou. Matías, tua presença iluminou meu caminho. Esta conquista também é de vocês, por me lembrarem, todos os dias, por que vale a pena lutar pelos nossos sonhos.

“O que se segue não é necessariamente o colapso, mas sim a necessidade de imaginação política para conservar sem as certezas e os recursos do passado.”

[Mauricio Lima].

RESUMO

O boto-da-amazônia-boliviana (*Inia boliviensis*), um dos golfinhos de rio que habita uma das regiões mais ameaçada da América do Sul, a Amazônia, enfrenta atualmente uma crescente sinergia de pressões ambientais e humanas. Esta tese representa o maior esforço já realizado para compreender o estado de conservação deste cetáceo endêmico e isolado, combinando métodos tradicionais de campo com tecnologias emergentes e uma análise crítica alinhada aos padrões internacionais da IUCN, com vistas à sua futura inclusão formal na Lista Vermelha.

Ao longo de mais de duas décadas de monitoramento sistemático, foram reunidos dados que permitem, ainda que de forma preliminar, avaliar a tendência populacional do boto-da-amazônia-boliviana. Embora os modelos estatísticos não indiquem um declínio populacional conclusivo, observações diretas e a experiência acumulada em campo apontam uma preocupação legítima quanto à estabilidade da espécie.

Diante das limitações dos métodos tradicionais, esta tese também explorou inovações metodológicas promissoras para a conservação. O uso de drones demonstrou ser uma ferramenta eficiente na contagem de indivíduos, permitindo observações aéreas mais precisas e com menor perturbação aos animais. Da mesma forma, o monitoramento acústico passivo (PAM), por meio de sensores F-POD, estabeleceu um precedente importante ao revelar padrões sazonais e horários de maior atividade acústica. Esses avanços tecnológicos ampliam significativamente a capacidade de detectar mudanças sutis nas populações e possibilitam o acompanhamento simultâneo em diferentes ambientes, otimizando tempo e esforço de coleta.

Todos esses dados e análises convergem para um objetivo central: realizar uma avaliação preliminar do estado de conservação do boto-da-amazônia-boliviana com base nos critérios da IUCN. Entre os critérios existentes, apenas o Critério A pôde ser plenamente aplicado com os dados disponíveis em escala nacional, permitindo uma proposta técnica fundamentada para o reconhecimento formal da subespécie como uma unidade conservacionista distinta e ameaçada. Este exercício não apenas preenche uma lacuna técnica e científica, mas também eleva o protagonismo da subespécie nos debates sobre a conservação da biodiversidade amazônica.

A tese também evidencia que os desafios enfrentados pelos botos, como a pesca incidental, a degradação do habitat, a poluição, o aumento do tráfego fluvial, o uso como isca e a fragmentação causada por hidrelétricas, são ameaças acumulativas e em acelerado crescimento. Mais do que uma contribuição acadêmica, esta tese é um chamado à ação. Ao integrar dados robustos, metodologias inovadoras e alinhamento internacional, ela oferece subsídios concretos

para políticas públicas mais eficazes e orientadas aos planos de ação para a conservação da subespécie.

Palavras-chave: *Inia geoffrensis boliviensis*; Amazônia boliviana; tendencia populacional; tecnologias de monitoramento; Monitoramento acústico passivo; Avaliação de risco.

ABSTRACT

The Bolivian River Dolphin (BRD, *Inia boliviensis*), a riverine cetacean endemic to one of the most threatened regions of South America, currently faces increasing anthropogenic and environmental pressures. This thesis represents the most comprehensive effort to assess the conservation status of this isolated subspecies, combining traditional field methods, emerging technologies, and a critical analysis aligned with IUCN international standards to support its future formal inclusion on the Red List.

Over two decades of systematic monitoring have yielded data that, although preliminary, allow for an assessment of population trends. While statistical models do not confirm a definitive decline, field observations and accumulated expertise suggest legitimate concern regarding the species' stability.

To address the limitations of conventional methods, this thesis explores promising technological advances. The use of drones proved effective for counting individuals, offering more accurate and less intrusive aerial observations. Similarly, passive acoustic monitoring (PAM) with F-POD devices established a foundational understanding of the species' temporal activity patterns, highlighting seasonal and diel variations. These tools enhance detection sensitivity and enable simultaneous monitoring across multiple habitats, optimizing data collection and resource use.

All findings converge on a central objective: a preliminary evaluation of the conservation status of *Inia boliviensis* based on IUCN criteria. Among these, only Criterion A could be fully applied with currently available national data, supporting a reasoned proposal to recognize the subspecies as a distinct and threatened conservation unit. This effort addresses a key technical and scientific gap while raising the species' profile in regional biodiversity conservation agendas.

The thesis also underscores the cumulative and accelerating nature of threats facing the species, including bycatch, habitat degradation, pollution, increased river traffic, use as bait, and habitat fragmentation from hydroelectric development.

Beyond academic contribution, this work serves as a call to action. By integrating robust data, innovative methodologies, and international alignment, it provides a sound basis for more effective public policy and conservation planning.

Keywords: *Inia geoffrensis boliviensis*; Bolivian Amazon; population trend; monitoring technologies; passive acoustic monitoring; risk assessment.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

	INTRODUÇÃO, SINOPSE E ATUALIZAÇÃO	
Figura 1	Mapa global mostrando a distribuição dos golfinhos de rio na Ásia e na América do Sul. Inclui os gêneros tradicionalmente atribuídos à superfamília Platanistoidea: Platanista, Lipotes, Pontoporia, Neophocaena, Orcaella, Sotalia e Inia	5
Figura 2	Boto-da-amazônia-boliviana – BAB- <i>Inia boliviensis</i>	7
	CAPÍTULO 1. EXPLORANDO A TENDÊNCIA POPULACIONAL DO BOTO-DA-AMAZÔNIA-BOLIVIANA COMO RESULTADO DE UM MONITORAMENTO DE LONGO PRAZO	
Figura 1.1	Área de estudo. Complexo formado por três rios: Ibare e Tijamuchi como afluentes e Mamoré como o principal rio da sub-bacia na Bolívia. Extraído do GUIZADA et al., 2024	29
Figura 1.2	Modelo GLM melhor ajustado. Tendência modelada para as populações do boto-da-amazônia-boliviana em um complexo sistema fluvial Ibare-Mamoré-Tijamuchi. Gráfico extraído do GUIZADA et al. 2024	34
	CAPÍTULO 2. MÉTODOS ALTERNATIVOS PARA AS ESTIMATIVAS POPULACIONAIS DOS BOTOS: A EFETIVIDADE DO USO DE DRONES	
Figura 2.1	Área de estudo compreende os sobrevoos com drones realizados em diversos rios tributários dentro da sub-bacia do Alto Madeira, localizada no Departamento de Beni, Bolívia. Gráfico extraído do GUIZADA & ALIAGA-ROSSEL, 2024	50
Figura 2.2	Gráfico de violino do tamanho mediano dos grupos registrados por meio de levantamentos baseados em barco e drone (UAV) a partir de 20 encontros independentes com o boto-da-amazônia-boliviana (<i>Inia boliviensis</i>) entre agosto de 2019 e julho de 2022 nos rios do Departamento de Beni, Bolívia. Gráfico extraído de GUIZADA & ALIAGA-ROSSEL, 2024	54
Figura 2.3	Imagens aéreas de drone para a contagem do boto-da-amazônia-boliviana (<i>Inia boliviensis</i> , BAB): (Acima) rio de águas claras e (embaixo) rio de águas brancas. Extraído de GUIZADA & ALIAGA-ROSSEL, 2024	58
	CAPÍTULO 3. AVALIAÇÃO DA ACÚSTICA PASSIVA COMO FERRAMENTA PARA O ESTUDO DO BOTO-DA-AMAZÔNIA-BOLIVIANA	
Figura 3.1	Área de estudo no rio Pojije, ao centro, dispositivo F-POD com flutuador	72
Figura 3.2	Esquema do sistema de amarração do F-POD, que inclui um flutuador, amarras ao flutuador e um peso	73
Figura 3.3	Variação mensal no percentual de DPM (Detecções por Minuto) entre anos ..	77

Figura 3.4	Distribuição da quantidade de DPH por mês, mostrando variação diária ao longo de 2022 e 2023	77
Figura 3.5	Padrão temporal da atividade acústica: média de cliques detectados por hora ao longo dos meses	78
Figura 3.6	Gráficos da probabilidade de presença do BAB. a) Efeito suavizado da temperatura, b) Efeito suavizado do mês, c) Efeito suavizado da hora	80
CAPÍTULO 4. AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DE INIA BOLIVIENSIS: UM ENSAIO DE CATEGORIZAÇÃO PARA A IUCN		
Figura 4.1	Estrutura das categorias da Lista Vermelha da IUCN	92
Figura 4.2	Polígono convexo obtido a partir da projeção dos pontos da base de dados atualizada para a Bolívia e o cálculo das áreas para avaliar o critério B: EOO= 453,642.957 km ² (LC) e AOO=1,812.000 km ² (VU)	101

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1. EXPLORANDO A TENDÊNCIA POPULACIONAL DO BOTO-DA-AMAZÔNIA-BOLIVIANA COMO RESULTADO DE UM MONITORAMENTO DE LONGO PRAZO

Tabela 1.1	Comparação dos estudos realizados no complexo da bacia central do rio Mamoré ao longo de um período de 20 anos. Todas as pesquisas coletam dados de plataforma simples	31
Tabela 1.2	Número de botos (BAB, <i>Inia boliviensis</i>) observados em cada expedição	32
Tabela 1.3	Resultado do melhor modelo glm para a contagem do BAB	33

CAPÍTULO 2. MÉTODOS ALTERNATIVOS PARA AS ESTIMATIVAS POPULACIONAIS DOS BOTOS: A EFETIVIDADE DO USO DE DRONES

Tabela 2.1	Contagens realizadas durante as expedições de 2019, 2021 e 2022 nas sub-bacias dos rios Mamoré e Iténez durante a estação seca	48
Tabela 2.2	Número de avistamentos acumulados com cada método para cada rio	53
Tabela 2.3	Resultados do modelo linear de efeitos mistos ajustados para explicar a diferença no número de BABs observados (contagens obtidas por drones menos contagens obtidas por barco) dependendo do rio analisado	53

CAPÍTULO 3. AVALIAÇÃO DA ACÚSTICA PASSIVA COMO FERRAMENTA PARA O ESTUDO DO BOTO-DA-AMAZÔNIA-BOLIVIANA

Tabela 3.1	Resumo dos cliques e outros parâmetros para todo o conjunto de dados registrados no rio Pojije, Beni, Bolívia	76
Tabela 3.2	Resumo dos resultados do modelo GAMM melhor ajustado para a presença do BAB. Estruturas e valores comparativos de AIC com outros modelos no anexo 4.1.	79

CAPÍTULO 4. AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DE INIA BOLIVIENSIS: UM ENSAIO DE CATEGORIZAÇÃO PARA A IUCN

Tabela 4.1	Definições das Categorias da Lista Vermelha da IUCN	92
Tabela 4.2	Límites establecidos para el criterio A - Redução do tamanho populacional	94
Tabela 4.3	Límites establecidos para el criterio B - Tamanho da área de distribuição geográfica representada como extensão de presença e/ou área de ocupação	95
Tabela 4.4	Límites establecidos para el criterio C - Pequeno tamanho da população e diminuição	96
Tabela 4.5	Límites establecidos para el criterio D - População muito pequena ou restrita .	97
Tabela 4.6	Límites establecidos para el criterio E - Análise quantitativa	98

LISTA DE ANEXOS

- ANEXO 1.1 Publicação do capítulo. Guizada Duran, L. A., Aliaga-Rossel, E., Frias, M. P., & Zerbini, A. N. (2024). Bolivian River Dolphin trends: A long-term analysis in the Mamore basin. *PLOS one*, 19(10), e0308806
- ANEXO 2.1 Publicação do capítulo. Guizada Duran, L. A., & Aliaga-Rossel, E. (2024). A Comparative Analysis of Drone and Boat Monitoring for the Endangered Bolivian River Dolphin. *Aquatic mammals*, 50(6), 469-478.
- ANEXO 2.2 Modelos estatísticos testados para explicar a variação no número de registros acústicos do boto-da-amazônia-boliviana (BAB), utilizando diferentes estruturas de efeitos fixos e aleatórios para as variáveis 'método de detecção' e 'rio de amostragem'
- ANEXO 3.1 Modelos testados para avaliar presença de atividade acústica do boto-da-amazônia-boliviana (DPM) como variável de resposta e mês, hora e temperatura como preditores em estruturas GAMM
- ANEXO 4.1 Avaliação do estado de conservação do BAB

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AIC	Akaike Information Criterion (Critério de Informação de Akaike)
AOO	Área de Ocupação (Area of Occupancy)
BAB	Boto-da-amazônia-boliviana
CIBIOMA-	Centro de Investigaciones en Biodiversidad y Medio Ambiente - Universidad
UABJB	Autónoma del Beni José Ballivián
C-POD	Cetacean Porpoise Detector
DPH	Detecção Positiva por Hora
DPM	Detecção Positiva por Minuto
EOO	Extensão da Presença (Extent of Occurrence)
F-POD	Full-waveform Porpoise Detector
GAMM	Generalized Additive Mixed Models
GAM	Generalized Additive Models
GAML	Gobierno Autónomo Municipal de Loreto
GAMT	Gobierno Autónomo Municipal de Trinidad
GLM	Generalized Linear Models
IUCN	International Union for Conservation of Nature (União Internacional para a Conservação da Natureza)
MMAYA	Ministerio de Medio Ambiente y Agua
PAM	Monitoramento Acústico Passivo
POD	Porpoise Detector
SAM	Static Acoustic Monitoring (Monitoramento Acústico Estático)
SARDI	South American River Dolphin Initiative
T-POD	Timing Porpoise Detector
UAV	Unmanned Aerial Vehicle (Veículo Aéreo Não Tripulado - Drone)
WWF	World Wildlife Fund

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO, SINOPSE E ATUALIZAÇÃO.....	1
1	INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1	GOLFINHOS DE RIO SUL-AMERICANOS.....	5
1.2	BOTO-DA-AMAZONIA-BOLIVIANA – BAB	7
1.3	MÉTODOS ALTERNATIVOS PARA O ESTUDO POPULACIONAL DOS BOTOS DE RIO.....	9
1.3.1	<i>Veículos não tripulados/Drones.....</i>	9
1.3.2	<i>Acústica passiva</i>	10
2	APRESENTAÇÃO DA PESQUISA E ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO DA TESE	12
	REFERÊNCIAS	14
	 CAPÍTULO 1. EXPLORANDO A TENDÊNCIA POPULACIONAL DO BOTO-DA-AMAZÔNIA-BOLIVIANA COMO RESULTADO DE UM MONITORAMENTO DE LONGO PRAZO	 25
1.1	RESUMO	25
1.2	INTRODUÇÃO	26
1.3	MATERIAIS E METODOLOGIAS	28
1.3.1	<i>Área de estudo</i>	28
1.3.2	<i>Coleta de dados</i>	30
1.3.3	<i>Análise dos dados</i>	31
1.4	RESULTADOS	32
1.5	DISCUSSÃO	34
	REFERÊNCIAS	38
	 CAPÍTULO 2. MÉTODOS ALTERNATIVOS PARA AS ESTIMATIVAS POPULACIONAIS DOS BOTOS: A EFETIVIDADE DO USO DE DRONES	 45
2.1	RESUMO	45
2.2	INTRODUÇÃO	46
2.3	METODOLOGIA	48
2.3.1	<i>Área de estudo</i>	48
2.3.2	<i>Método de levantamento de dados com barcos</i>	50
2.3.3	<i>Método de levantamento de dados com drone</i>	51
2.3.4	<i>Permissões e Regulamentações</i>	52
2.3.5	<i>Análise de dados</i>	52
2.4	RESULTADOS	53
2.5	DISCUSSÃO	54
2.5.1	<i>Limitações e vantagens de ambos os métodos</i>	55
2.5.2	<i>Influência ambiental</i>	57
2.5.3	<i>Potencial tecnológico e direções futuras</i>	58
	REFERÊNCIAS	60

	CAPÍTULO 3. AVALIAÇÃO DA ACÚSTICA PASSIVA COMO FERRAMENTA PARA O ESTUDO DO BOTO-DA-AMAZÔNIA-BOLIVIANA	68
3.1	INTRODUÇÃO	68
3.2	METODOLOGIA	70
3.2.1	<i>Área de estudo</i>	70
3.2.2	<i>Gravações acústicas</i>	72
3.2.3	<i>Processamento de dados e análise</i>	73
3.2.4	<i>Modelos estatísticos</i>	74
3.3	RESULTADOS	75
3.3.1	<i>Padrões de Ocorrência</i>	76
3.3.2	<i>Modelos GAMM</i>	78
3.4	DISCUSSÃO	81
	REFERÊNCIAS	83
	 CAPÍTULO 4. AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DE INIA BOLIVIENSIS: UM ENSAIO DE CATEGORIZAÇÃO PARA A IUCN	 89
4.1	INTRODUÇÃO	89
4.2	MARCO METODOLÓGICO	91
4.2.1	<i>Critérios da Lista Vermelha</i>	94
4.2.1.1	<i>Critério A. Redução do tamanho populacional (passada, atual e projetada)</i> .	94
4.2.1.2	<i>Critério B. Tamanho da área de distribuição geográfica representada como extensão de presença e/ou área de ocupação.....</i>	94
4.2.1.3	<i>Critério C. Pequeno tamanho da população e diminuição</i>	95
4.2.1.4	<i>Critério D. População muito pequena ou restrita</i>	96
4.2.1.5	<i>Critério E. Análise quantitativa</i>	97
4.2.2	<i>Fontes de dados para a avaliação</i>	98
4.3	RESULTADOS	98
4.4.	DISCUSSÃO	
	REFERÊNCIAS	111
	 CAPÍTULO 5. CONCLUSÕES GERAIS	 119

INTRODUÇÃO, SINOPSE E ATUALIZAÇÃO

1.2 INTRODUÇÃO GERAL

A nível mundial, enfrentamos varias crises ambientais interligadas, entre estas a perda de biodiversidade e a mudança climática, ambas com uma origem comum, resultante de um processo que coincidiu com a Grande Aceleração da alteração humana no planeta em meados do século XX (MALHI, 2017; WWF, 2022). Desde a Revolução Industrial, as atividades humanas vêm destruindo muitos ecossistemas de forma progressiva e acelerada, levando, com frequência, à extinção de várias espécies como o pombo-passageiro (*Ectopistes migratorius*), Dodo (*Raphus cucullatus*), Ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*) e ameaçando o bem-estar humano. Mais de 85% dos ecossistemas úmidos foram perdidos (RAMSAR, 2021) nos últimos 300 anos. O Índice do Planeta Vivo, uma métrica que monitora a variação na abundância populacional relativa de milhares de populações de vertebrados ao redor do mundo, continua em declínio globalmente, com uma média de 73% de redução na abundância populacional relativa das espécies animais entre 1970 e 2020 (WWF, 2024). A América Latina apresenta a maior queda regional (95%), e as populações de espécies de água doce mostram o declínio mais crítico já registrado na história (85%) (WWF, 2024).

Em 2010, a Convenção sobre Diversidade Biológica estabeleceu metas globais para a década, conhecidas como Metas de Aichi. Uma avaliação recente indicou que nenhuma das metas foi totalmente alcançada, a maioria ficou muito aquém das aspirações iniciais e, em alguns casos, a situação em 2020 era pior do que em 2010 (RAMSAR, 2021; WWF, 2024). A maioria dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) não está no caminho para ser cumprida, além de não que estamos conseguindo alcançar a meta do Acordo de Paris de limitar o aumento da temperatura global a 2°C (PÖRTNER et al., 2021). O novo Marco Global para a Biodiversidade, adotado em 2022 durante a COP15 da Convenção sobre Diversidade Biológica, é um acordo internacional que orienta os esforços globais para deter a perda da biodiversidade. Ela estabelece 23 novas metas para ação urgente até 2030, com o objetivo de enfrentar essas crises e reverter essa nova normalidade.

A região amazônica abriga a maior e mais diversa floresta tropical do planeta, tanto em biodiversidade quanto em cultura. É o lar de mais de 500 grupos indígenas, incluindo 66 em isolamento voluntário ou em contato inicial (ACEBEY et al., 2023). Seus rios contêm cerca de 20% da água doce do mundo (LOVEJOY & NOBRE, 2019; ACEBEY et al., 2023). Suas florestas armazenam aproximadamente entre 150 e 200 milhões toneladas de carbono da

Amazônia, sendo fundamentais para a mitigação e adaptação às mudanças climáticas em nível regional e global (PARMESAN et al., 2022).

Os ambientes de água doce são essenciais para a sobrevivência e o bem-estar humano, pois estão diretamente relacionados ao consumo, à produção de energia, à segurança alimentar, à saúde e ao transporte (STRAYER & DUDGEON, 2010; BOGARDI et al., 2012). A maioria dos assentamentos humanos estão próximos de corpos de água doce (KUMMU et al., 2011), o que representa uma das maiores ameaças às espécies fluviais e seus habitats, pois pode causar poluição, extração de água, modificação dos cursos naturais, sobre-exploração de espécies de interesse comercial e introdução de espécies exóticas (RAMSAR, 2021). Devido à alta conectividade desses ambientes, essas ameaças se propagam com facilidade (DARWALL et al., 2008; DUDGEON et al., 2006).

As atividades humanas exercem uma pressão crescente sobre as populações de mamíferos aquáticos. A caça e a captura incidental são riscos significativos para esse grupo (CAMPBELL et al., 2022; CRESPO, 2022). A sobrepesca aumentou drasticamente na América Latina nas últimas décadas, levando à superexploração de diversas espécies (de OLIVEIRA LEIS et al., 2019). Esse cenário decorre do uso de práticas pesqueiras insustentáveis e da falta de regulamentação adequada (SALAS et al., 2007; 2018). A caça direta já causou a extinção de mamíferos marinhos, como a vaca-marinha-de-Steller (*Hydrodamalis gigas*) (TURVEY & RISLEY, 2006). Além disso, algumas espécies estão à beira da extinção devido à captura incidental, como a vaquita (*Phocoena sinus*), da qual restam menos de 10 indivíduos, a espécie está listada no Apêndice I da CITES e é considerada sob risco iminente de extinção, embora ainda haja esperança de recuperação caso as mortes por captura incidental (bycatch) sejam interrompidas (ROBINSON et al., 2022; ARREGUÍN-SÁNCHEZ et al., 2025).

A rapidez das ameaças e do declínio das populações de cetáceos faz com que, em muitas espécies, sua biologia e história natural ainda sejam pouco conhecidas. Isso se deve, em parte, às suas características únicas, que representam desafios para a pesquisa (GUIZADA et al., em revisão). Aproximadamente 40% das espécies de cetáceos identificadas podem conter táxons adicionais ainda não descritos (TAYLOR et al., 2017). A coleta de amostras e as metodologias utilizadas no estudo desses animais nem sempre são simples e, em geral requerem grandes volumes de recursos financeiros, dificuldades de acesso às localidades e à concentração das pesquisas em poucos grupos, essas restrições resultam em grandes lacunas no conhecimento sobre sua história natural.

Entre os cetáceos, os golfinhos de água doce habitam ecossistemas fluviais da América do Sul e da Ásia (SMITH et al., 2012). Esses golfinhos são particularmente vulneráveis às pressões humanas, pois não conseguem escapar delas. Estão sujeitos a ameaças como poluição química, fragmentação dos rios, redução da disponibilidade de alimentos devido à pesca e à construção de barragens, caça e captura acidental em redes de pesca (REEVES & MARTIN, 2018; DA SILVA et al., 2023). Como resultado, o golfinho-do-rio-Yangtze (*Lipotes vexillifer*) foi o primeiro cetáceo de água doce a ser extinto devido à ação humana (TURVEY et al., 2007). Os dois táxons remanescentes de golfinhos de rio asiáticos, *Platanista gangetica* e *Platanista minor*, estão atualmente classificados como em perigo de extinção na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (BRAULIK et al., 2012; SMITH, et al., 2012).

Na América do Sul, o status do boto (*Inia geoffrensis*) em 1996 foi listada pela primeira vez como Vulnerável (VU) na lista vermelha da IUCN. Posteriormente, caiu para a categoria de Dados Deficientes (DD) porque a informação disponível não era suficiente de forma abrangente para realizar uma nova avaliação em 2008. Em 2018, devido ao aumento da informação sobre ecologia, tendência populacional e ameaças, foi avaliada como Em Perigo (EN) (DA SILVA et al., 2018). Com isso, as cinco espécies remanescentes de golfinhos de água doce são atualmente reconhecidas como globalmente ameaçadas (ERBS et al., 2023). O boto apresenta ampla distribuição geográfica, ocorrendo em rios desde a Cordilheira dos Andes até regiões costeiras no norte do continente sul-americano. Os ambientes que ocupa possuem diferentes níveis de conectividade nos países em que ocorre (Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guianas e Venezuela) (CALDAS et al., 2022) (Fig.1). Algumas populações isoladas desenvolveram características morfológicas e genéticas distintas que podem justificar seu reconhecimento como espécies ou subespécies. Embora a taxonomia e a estrutura populacional do gênero *Inia* não estejam completamente resolvidas, evidências disponíveis indicam que não se trata de uma metapopulação homogênea (GRAVENA et al., 2014; HRBEK et al., 2014; SICILIANO et al., 2016; GUIZADA et al., em revisão). Assim, neste trabalho, o termo “populações” é utilizado de forma operacional, com base na distribuição geográfica e em agrupamentos com graus variáveis de isolamento, o que é relevante para fins de conservação, monitoramento e avaliação de risco.

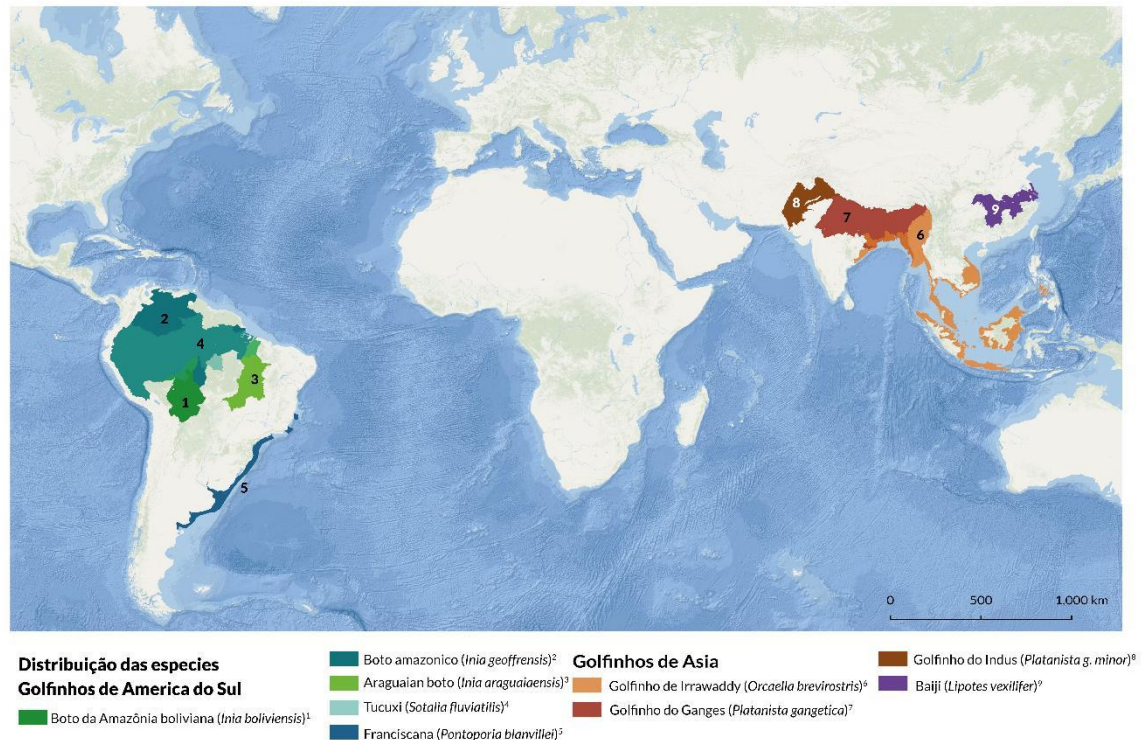
As ameaças enfrentadas pelo boto são semelhantes às de outros golfinhos de rio, impactando diretamente suas populações, comprometendo as funções ecológicas dos rios e agravando a

degradação dos ecossistemas de água doce. Como resultado, botos em diversas regiões estão em declínio (DA SILVA et al., 2018; MARTIN & DA SILVA, 2022; GUIZADA et al., 2024). A situação mais alarmante conhecida para a espécie ocorreu em 2023, um ano em que estação seca (junho-novembro) foi extremamente severa. Somada aos efeitos do desmatamento e das mudanças climáticas, as temperaturas dos rios em parte da Amazonia brasileira atingiram níveis extremamente elevados, causando a morte de cerca de 10% da população total de botos na região de Tefé (FLEISCHMANN et al., 2024; MARMONTEL et al., 2024; FLEISCHMANN et al. 2025).

No final da década de 1990, iniciaram-se os estudos sobre o boto-da-amazônia-boliviana, com pesquisas pioneiras sobre o tamanho populacional (ALIAGA-ROSSEL, 2002) da até então considerada subespécie do gênero *Inia* (*Inia geoffrensis boliviensis*) com distribuição restrita à bacia Amazônica na Bolívia e alto rio Madeira no Brasil. O interesse inicial era quantificar a população para embasar ações futuras de conservação e manejo. Houve um hiato até 2006, com a publicação de ALIAGA-ROSSEL et al. (2006), e entre 2006 e 2011 surgiram novos estudos esporádicos relacionados com a estimativa populacional (SALINAS-MENDOZA, 2007; ALIAGA-ROSSEL et al., 2010; ARAMAYO, 2010; ALIAGA-ROSSEL & QUEVEDO, 2011; GUIZADA, 2011). A partir de 2012, os esforços continuam na estimativa do tamanho populacional de forma metodologicamente consistente, focando-se em uma área específica dentro da distribuição da espécie.

Esta tese analisa e avalia o estado das populações do boto-da-amazônia-boliviana na região com a maior base de dados dentro de sua distribuição na Bolívia, bacia do rio Mamoré. Nos próximos tópicos, apresenta-se uma síntese sobre os golfinhos de rio sul-americanos, seu status taxonômico, uma revisão sobre o tamanho populacional e as principais ameaças enfrentadas pelo boto-da-amazônia-boliviana.

1.1.GOLFINHOS DE RIO SUL-AMERICANOS



Fonte: IUCN-2025.
Nota: Elaboração Própria

Figura 1. Mapa global mostrando a distribuição dos golfinhos de rio na Ásia e na América do Sul. Inclui os gêneros tradicionalmente atribuídos à superfamília Platanistoidea: Platanista, Lipotes, Pontoporia, Neophocaena, Orcaella, Sotalia e Inia.

As relações filogenéticas entre os golfinhos de rio têm sido objeto de debate por mais de um século. Tradicionalmente, a superfamília Platanistoidea incluía todos os golfinhos de água doce obrigatórios conhecidos (*Platanista*, *Lipotes*, *Inia* e *Pontoporia*). No entanto, avanços em estudos moleculares levaram à revisão dessa classificação, demonstrando que esses quatro gêneros formam um grupo polifilético, ou seja, sem um ancestral comum exclusivo (HAMILTON et al., 2001; NIKAIDO et al., 2001; MCGOWEN et al., 2009; STEEMAN et al., 2009; XIONG et al., 2009; YANG, 2009; HRBEK et al., 2014; MCGOWEN et al., 2020). Apesar disso, o termo “golfinhos de rio” ainda é amplamente utilizado para se referir tanto à antiga composição da Platanistoidea quanto a todos os cetáceos que habitam ambientes fluviais, incluindo o tucuxi (*Sotalia fluviatilis*), o boto-sem-barbatana-do-Yangtze (*Neophocaena phocaenoides asiaorientalis*) e o golfinho-de-Irrawaddy (*Orcaella brevirostris*).

Dos quatro gêneros anteriormente classificados como golfinhos de rio, dois ocorrem na Ásia e dois na América do Sul. A espécie *Pontoporia blainvillei*, conhecida como franciscana, é a única que atualmente ocupa águas costeiras rasas, distribuindo-se ao longo da costa atlântica da América do Sul, desde o Espírito Santo (Brasil) até o Golfo de San Matías (Argentina) (ZERBINI et al., 2018). Já o gênero *Inia* permanece como foco de controvérsias taxonômicas, principalmente em relação ao número de espécies e subespécies reconhecidas, frequentemente associadas a diferentes regiões geográficas.

Estudos morfológicos e genéticos têm sustentado a divisão do gênero *Inia* em três espécies distintas: *Inia geoffrensis*, *Inia boliviensis* e *Inia araguaiaensis* (PILLERI & GIHR, 1977; DA SILVA, 1994; HAMILTON et al., 2001; BANGUERA-HINESTROZA et al., 2002; HRBEK et al., 2014; GRAVENA et al., 2015; EMIN-LIMA et al., 2022). No entanto, o Comitê de Taxonomia da Society for Marine Mammalogy (SMM), principal autoridade internacional em taxonomia de mamíferos aquáticos, reconhece atualmente apenas uma única espécie válida, *Inia geoffrensis*, com duas subespécies: *I. g. geoffrensis* e *I. g. boliviensis* (SMM, 2024).

Apesar dessa classificação oficial, muitos especialistas sul-americanos concordam que há evidências suficientes para sustentar a existência de três espécies no gênero *Inia*, além de duas subespécies sob *I. geoffrensis* (*I. g. geoffrensis* e *I. g. humboldtiana*). Essa divergência entre abordagens taxonômicas evidencia a complexidade do grupo e reflete tanto a necessidade de revisões mais amplas quanto a influência de critérios distintos entre comunidades científicas (GRAVENA et al., 2021, EMIM-LIMA et al., 2022).

Considerando o escopo da tese, focada na conservação e ecologia da espécie na Bolívia, o reconhecimento nacional de *Inia boliviensis* como espécie independente e todos os esforços realizados para reforçar essa diferenciação, optamos por utilizar ao longo do texto a denominação *Inia boliviensis* e boto-da-amazônia-boliviana (BAB, Figura 2), ainda que, em nível internacional, essa posição seja contrária ao que é reconhecido pela SMM. Esta decisão é para refletir tanto o consenso entre especialistas regionais quanto o reconhecimento jurídico e institucional já existente no país, onde o BAB é tratado como um elemento singular da biodiversidade nacional.



Fonte: INaturalist. Fotografia do Alexander Pinilla

Figura 2. Boto-da-amazônia-boliviana – BAB- *Inia boliviensis*.

1.2.BOTO-DA-AMAZÔNIA-BOLIVIANA – BAB

O BAB é o golfinho de rio de maior tamanho, com uma história evolutiva independente da de seus parentes mais próximos e restrito aos ambientes aquáticos da parte alta do rio Madeira. Pelos estudos específicos de GRAVENA et al. (2015), a presença de híbridos na zona entre as represas hidrelétricas de Jirau e Santo Antônio no lado do Brasil provocou a ampliação de sua distribuição. No entanto, a existência dessas represas limita, ao menos a partir de 2012, a troca genética entre ambas subespécies, por isso a população (subpopulação) boliviana precisa de maior geração de informação para os decisores a nível local, uma sistematização de informação a nível da população e uma avaliação específica.

Até agora, o BAB se mantém dentro das avaliações realizadas pela IUCN para *I. geoffrensis*, que nos últimos anos mudou de categoria três vezes devido à geração de informação, assim como ao aumento das ameaças nos últimos 25 anos (DA SILVA et al., 2023). As ameaças à espécie provêm de muitas fontes e variam em intensidade entre os diferentes regiões dentro da Bolívia, sendo também como no gênero, as mais impactantes aquelas de origem antrópica: emalhe em redes de pesca, o uso da espécie como isca ou na medicina tradicional, até a modificação da paisagem natural, por desmatamento, mudanças no uso do solo, entre outras (DA SILVA et al., 2018; MMAyA, 2020; BRUM et al., 2021; CAMPBELL et al., 2022; DE MORAES et al. em revisão).

A nível local, o BAB compartilha as ameaças que ocorrem a nível regional, como a degradação do habitat, a diminuição da qualidade da água e contaminantes devido ao desmatamento, agricultura, mineração, urbanização e a taxa de crescimento da população humana. Um importante impacto biológico nos ecossistemas aquáticos é a rápida perda de peixes (fonte de alimento dos botos), especialmente em córregos, rios tributários e lagoas onde muitas espécies dependem da disponibilidade de recursos. Por outro lado, a construção de novas estradas e as modificações na paisagem resultantes da expansão agrícola, de sistemas de irrigação e da abertura de vias de acesso, além do aumento no tráfego de embarcações, são fatores desfavoráveis ao BAB, pois promovem o desmatamento, causam erosão das margens dos rios e destroem os habitats dos quais ele depende (ALIAGA-ROSSEL et al., 2023). Do mesmo modo, a contaminação dos rios, causada também pelo despejo de altos níveis de elementos químicos (isto é, cargas elevadas de fósforo) e a entrada de toxinas como metais pesados (mercúrio, arsênio e chumbo), DDT e compostos de cloro provenientes de atividades agrícolas e pecuárias (ALIAGA-ROSSEL & MCGUIRE, 2010; FAUNAGUA-WCS, 2022).

A interação com a pesca, que resulta na caça e/ou captura incidental do BAB, é outra das ameaças significativas. Alguns indivíduos são libertados pelos pescadores, outros são mortos para evitar a perda de redes ou para evitar o "sofrimento do animal". Embora não haja uma quantificação do impacto sobre as populações de BAB, e novas ameaças podem aumentar no futuro (ESCOBAR-WW et al., 2020; CAMPBELL et al., 2022). Por outro lado, a sobre-exploração dos recursos aquáticos está obrigando cada vez mais os pescadores a utilizarem técnicas de pesca mais agressivas, como o uso de redes sem discriminação de tamanho de captura, de maior comprimento, com longos intervalos sem revisão, além da utilização de qualquer tipo de isca (FAUNAGUA-WCS, 2022). A diminuição do número de peixes de tamanho adequado, o aumento do número de redes e da intensidade de pesca no rio, e a percepção de competição pelos peixes por parte dos pescadores estão aumentando as ameaças para o BAB (CIBIOMA-UABJB & GAMT, 2022).

Outras ameaças latentes na zona se concentram no tráfego de embarcações, que provoca lesões diretas nos indivíduos, mas também contribui para a contaminação dos corpos de água; o aumento da poluição acústica, que pode interferir na comunicação e movimentos da espécie (BERTHINUSSEN et al., 2021); o turismo local desordenado, que ignora as recomendações para boas práticas de observação da fauna; e a acelerada perda e fragmentação de florestas e corpos de água impulsionados pela expansão agropecuária, o desenvolvimento extrativista, a

mudança intensificada no uso do solo e as mudanças climáticas que ocorrem em toda a distribuição da espécie (CAMPBELL et al., 2022; CIBIOMA-UABJB & GAMT, 2022).

1.3.MÉTODOS ALTERNATIVOS PARA O ESTUDO POPULACIONAL DOS BOTOS DE RIO

Até o momento, as metodologias para o estudo dos botos foram formalmente padronizadas a partir dos trabalhos de VIDAL et al. (1997) na Amazônia, entre Peru e Colômbia, promovendo sua replicação em outros países amazônicos (MCGUIRE, 2002; ALIAGA-ROSSEL, 2002; MARTIN & DA SILVA, 2004). Esses estudos estabeleceram a contagem por observação direta como a abordagem metodológica mais confiável e prudente, por evitar superestimativas, além de ser eficiente e viável tanto do ponto de vista técnico quanto econômico. No entanto, com o avanço tecnológico e a rápida evolução de novas ferramentas, surgiram metodologias complementares que oferecem a possibilidade de melhorar a precisão na estimativa das populações dessas espécies (GOMEZ-SALAZAR et al. 2012; FRIAS 2019). Para este documento, focaremos no uso de drones e de métodos acústicos passivos.

1.3.1. Veículos não tripulados/Drones

Na última década, os veículos aéreos não tripulados (UAVs, na sigla em inglês), mais conhecidos como drones, tornaram-se ferramentas mais acessíveis, seguras e eficientes para capturar dados precisos e confiáveis sobre presença, distribuição e densidade de espécies (HODGSON et al., 2013; ANGLISS et al., 2018). Seu uso aumentou devido à capacidade e rapidez de estudar áreas a partir de uma perspectiva aérea, permitindo a detecção de animais crípticos e a exploração de locais que, de outra forma, seriam inacessíveis (FETTERMANN et al., 2022).

A possibilidade de acoplar diversos sensores, como térmicos, acústicos, câmeras e altímetros, juntamente com seu baixo custo, tornou os drones uma ferramenta popular para o monitoramento da fauna silvestre (NOWAK et al., 2018; RAOULT et al., 2020). No estudo de cetáceos, o uso de drones pode oferecer uma vantagem significativa ao fornecer informações biológicas em escalas mais detalhadas do que as obtidas por aeronaves tradicionais, como aviões ou helicópteros, ou por imagens de satélite (CLARKE et al., 2021).

A capacidade de decolagem e pouso vertical gerou um interesse especial no uso dessa tecnologia para estudos com cetáceos, pois permite o lançamento a partir de pequenas embarcações e o voo sobre as espécies de interesse com grande estabilidade e a uma altitude

controlável (WATTS et al. 2012; GOEBEL et al., 2015). Essa característica tem sido empregada para identificar indivíduos (DURBAN et al., 2015; LANDEO-YAURI et al., 2020), avaliar eventos de captura em redes (MARTINS et al., 2019), quantificar a taxa de captura em redes (RAMP et al., 2021), coletar amostras de borrifos de baleias (ACEVEDO-WHITEHOUSE et al., 2010; DOMÍNGUEZ-SÁNCHEZ et al., 2018) e golfinhos (RAUDINO et al., 2019; CENTELLEGHE et al., 2020), avaliar a saúde e condição corporal das baleias por meio de imagens digitais (HORTON et al., 2019), criar imagens tridimensionais por fotogrametria (DURBAN et al., 2016; DAWSON et al., 2017; CHRISTIANSEN et al., 2020), estudar populações de golfinhos (RAMOS et al., 2018; OLIVEIRA-DA-COSTA et al., 2020; ORBACH et al., 2020; GUIZADA & ALIAGA-ROSSEL, 2024) e registrar comportamentos (TORRES et al., 2018; FIORI et al., 2020; FROUIN-MOUYET al., 2020; TORRES et al., 2020).

1.3.2. Acústica passiva

Por outro lado, o monitoramento acústico estático (*Static Acoustic Monitoring*, SAMs, na sigla em inglês) surgiu como uma ferramenta essencial para monitorar o movimento das marsopas (*Phocoena phocoena*). Essa necessidade tornou-se crítica devido à elevada captura incidental da espécie e à redução populacional de pequenos cetáceos na região (TREGENZA, 1992; TREGENZA et al., 1997).

Os primeiros estudos utilizaram um detector protótipo de porpoise (*Porpoise Detector*, POD) onde a detecção era realizada em movimento, o que limitava a capacidade de registro dos PODs a partir de embarcações. Essa dificuldade, levou ao desenvolvimento dos detectores estáticos (TREGENZA et al., 2016).

Os PODs estáticos foram usados para estudar o comportamento das toninhas ao redor de redes de pesca e para investigar a eficácia dos dispositivos acústicos de dissuasão (*pingers*) na redução da captura incidental de cetáceos (OMEYER et al., 2020). Posteriormente, PODs foram empregados para avaliar os níveis e padrões de uso do habitat por porpoise (OSIECKA et al., 2020) e outros golfinhos (COX et al., 2017; CLAY et al., 2018), monitorar o impacto de projetos de engenharia marinha em pequenos cetáceos (THOMPSON et al., 2010) e estimar abundância e tendências populacionais (CHARISH et al., 2021; AMUNDIN et al., 2022).

Esses estudos demonstraram que o monitoramento acústico passivo pode revelar padrões de presença animal difíceis de detectar visualmente, como áreas utilizadas apenas durante a noite, locais distantes da costa ou regiões com densidades populacionais muito baixas.

O custo relativamente baixo para obtenção de grandes volumes de dados por meio do monitoramento acústico passivo permite medir densidades mais baixas e detectar pequenas variações populacionais ao longo do tempo. Esse potencial tem sido amplamente explorado em projetos de grande escala voltados para populações ameaçadas, como o monitoramento da vaquita (*Phocoena sinus*) no Alto Golfo da Califórnia (JARAMILLO-LEGORRETA et al., 2019) e o projeto SAMBAH, já finalizado, que avalia a população de porpoise no Mar Báltico (AMUNDIN et al., 2022).

Com o avanço da tecnologia, a detecção de sequências coerentes de cliques tornou-se um aspecto de grande interesse. Assim, a família de *data loggers*, como o *Timing Porpoise Detector* (T-POD), o *Cetacean Porpoise Detector* (C-POD) (*Chelonia, Ltd., Mousehole, Cornwall, UK*), e agora o *Full-waveform Porpoise Detector* (F-POD), estabeleceu-se como uma notável ferramenta para avaliações de impacto ambiental e programas de monitoramento de cetáceos. Esse avanço aumentou consideravelmente o volume de dados e exigiu análises computacionais cada vez mais sofisticadas (KYHN et al., 2008).

Os C-PODs começaram a ser usados em 2006, substituindo os T-PODs, e foram projetados para detectar sinais acústicos curtos e puros dentro de uma faixa ultrassônica específica (20 kHz a 160 kHz), adequada para porpoise e pequenos cetáceos. Esses dispositivos captam sinais de alta frequência em banda estreita para ecolocalização, mas também são eficazes para golfinhos que utilizam cliques de ecolocalização de banda larga. Os C-PODs foram recentemente aprimorados pelo F-POD, desenvolvido para registrar mais detalhes dos cliques detectados, incluindo a posição do ciclo mais forte, a amplitude de frequências e a captura da forma de onda completa, aumentando a sensibilidade do dispositivo e reduzindo a taxa de falsos positivos (IVANCHIKOVA & TREGENZA, 2023).

Atualmente, ambas as ferramentas são amplamente utilizadas, gerando um valioso banco de dados que não apenas permite responder questões de ecologia básica, mas também possibilita a realização de estudos ecológicos mais complexos, antes considerados inviáveis para pesquisas com cetáceos.

APRESENTAÇÃO DA PESQUISA E ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO DA TESE

A tese está organizada em cinco capítulos. O primeiro capítulo oferece uma breve introdução aos temas abordados no projeto. O Capítulo 1 apresenta os resultados de uma pesquisa sobre a tendência populacional do boto-da-amazônia-boliviana (BAB) na região central do rio Mamoré, com base em dados de 12 expedições padronizadas realizadas entre 1998 e 2022 no sistema fluvial Ibare–Tijamuchi–Mamoré. As análises foram conduzidas por meio de Modelos Lineares Generalizados (GLMs), que, embora não indiquem de forma conclusiva um declínio populacional, revelam que a contagem média de BABs no rio Ibare é consistentemente menor em comparação aos rios Tijamuchi e Mamoré. Observa-se também uma tendência visual negativa nas curvas geradas pelos GLMs, sugerindo uma possível redução populacional; no entanto, os resultados estatísticos permanecem inconclusivos para a sub-bacia do rio Mamoré. O Capítulo 2 apresenta uma comparação entre os métodos utilizados para estimar o tamanho populacional do BAB, contrastando o uso de drones com as técnicas tradicionais de observação direta a partir de embarcações. Por meio de modelos lineares de efeitos mistos, os resultados indicam que os levantamentos realizados com drones detectaram, em média, 3,16 vezes mais indivíduos do que os levantamentos com embarcações. As contagens com drones foram particularmente superiores em locais com grupos maiores, resultando em estimativas congruentes. A perspectiva aérea fornecida pelos drones permite superar limitações associadas à observação embarcada, como a dificuldade de confirmar a identidade dos indivíduos em função da baixa visibilidade provocada pelo reflexo da luz solar na água. O capítulo discute as vantagens e limitações de cada abordagem, com o objetivo de avaliar sua aplicabilidade no monitoramento populacional de longo prazo. O Capítulo 3 desenvolve e descreve o estudo piloto do dispositivo acústico passivo (F-POD) na caracterização de cliques da espécie, registrando sons puros para *Inia* e analisando o uso de habitat em um rio tributário da bacia do Mamoré. Com mais de 7.300 horas de gravações acústicas, foi possível caracterizar as variações sazonais e diárias na atividade do BAB. Embora os resultados ainda apresentem níveis de incerteza superiores a 5%, observou-se uma influência potencial das variáveis ambientais sobre a probabilidade de ocorrência acústica da espécie. Os padrões identificados indicam um aumento significativo da atividade tanto em determinadas épocas do ano, o que pode estar associado a períodos de maior movimentação de peixes nos rios. Esses achados sugerem uma possível relação entre a atividade do BAB, a disponibilidade de presas e a dinâmica sazonal do ecossistema. O capítulo também mostra os padrões de atividade no dia todo, relacionado com variações das temperaturas. O Capítulo 4 apresenta uma avaliação geral preliminar do estado

de conhecimento e conservação do BAB sob a metodologia da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), utilizando um dos cinco critérios estabelecidos pela lista vermelha, com base nas informações secundárias coletadas sobre a espécie e nos dados gerados nos capítulos desta tese. Por fim, o Capítulo 5 apresenta as conclusões gerais do estudo.

REFERÊNCIAS

- Acevedo-Whitehouse, K., Rocha-Gosselin, A., & Gendron, D. (2010). A novel non-invasive tool for disease surveillance of free-ranging whales and its relevance to conservation programs. *Animal conservation*, 13(2), 217-225.
- 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.
- Aliaga-Rossel, E., Beerman, A., & Sarmiento, J. (2010). Stomach Content of a Juvenile Bolivian River Dolphin (*Inia geoffrensis boliviensis*) from the Upper Madeira Basin, Bolivia. *Aquatic mammals*, 36(3), 284-287.
- Aliaga-Rossel, E., Martins, M. B., Barrera, S., Benítez, Á., Cano, C. A., dos Santos, T. C. M., . . . Paredes-Leguizamón, G. (2023). Capítulo 2: Situación, tendencias y dinámica de la diversidad biológica y las contribuciones de la naturaleza para las personas. In M. E. Corvalán (Ed.), *Evaluación Rápida de la Diversidad Biológica y Servicios Ecosistémicos en la Región Amazónica* (pp. 167). Brasilia, Brasil: OTCA, Proyecto OTCA/BIOMAZ, GIZ-Brasil, Ministerio Federal Alemán de Cooperación Económica y Desarrollo (BMZ), Instituto Humboldt (Colombia).
- Aliaga-Rossel, E., & McGuire, T. (2010). Iniidae. In R. B. Wallace, H. Gómez, Z. R. Porcel, & D. I. Rumiz (Eds.), *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Centro de Difusión Simón I. Patiño.
- Aliaga-Rossel, E., McGuire, T., & Hamilton, H. (2006). Distribution and encounter rates of the river dolphin (*Inia geoffrensis boliviensis*) in the central Bolivian Amazon. *Journal Cetacean Research and Managment*, 8(1), 87-92.
- Aliaga-Rossel, E., & Quevedo, S. (2011). The Bolivian river dolphin in the Tijamuchi and Ibare rivers (Upper Madeira Basin) during the Rainy season in "la niña" event. *Mastozoología Neotropical*, 18(2), 293-299.
- Amundin, M., Carlström, J., Thomas, L., Carlén, I., Koblitz, J., Teilmann, J., . . . Loisa, O. (2022). Estimating the abundance of the critically endangered Baltic Proper harbour porpoise

(*Phocoena phocoena*) population using passive acoustic monitoring. *Ecology and evolution*, 12(2), e8554.

Angliss, R., Ferguson, M., Hall, P., Helker, V., Kennedy, A., & Sformo, T. (2018). Comparing manned to unmanned aerial surveys for cetacean monitoring in the Arctic: methods and operational results. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 6(3), 109-127.

Aramayo, P. (2010). *Distribución y abundancia del bufeo (Inia boliviensis) en el río Yacuma, Beni, Bolivia*. (Licenciatura). Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.

Arreguín-Sánchez, F., Zetina-Rejón, M. J., Vergara-Solana, F. J., Del Monte-Luna, P., Rodríguez-Fuentes, M., Arreguín-Rodríguez, G. J., . . . Sánchez-Velasco, L. (2025). State of knowledge of the population of the vaquita (*Phocoena sinus*) from the Upper Gulf of California: a bibliometric analysis. *Frontiers in Conservation Science*, 5, 1480035.

Berthinussen, A., Smith, R., & Sutherland, W. (2021). *Marine and Freshwater Mammal Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions*. Retrieved from Cambridge, UK:

Bogardi, J. J., Dudgeon, D., Lawford, R., Flinkerbusch, E., Meyn, A., Pahl-Wostl, C., . . . Vörösmarty, C. (2012). Water security for a planet under pressure: interconnected challenges of a changing world call for sustainable solutions. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(1), 35-43.

Braulik, G. T., Smith, B. D., & Chaudhry, S. (2012). *Platanista gangetica* ssp. *minor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: eT41757A17628296. In.

Brum, S., Rosas-Ribeiro, P., Amaral, R. d. S., de Souza, D. A., Castello, L., & da Silva, V. M. F. (2021). Conservation of Amazonian aquatic mammals. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 31(5), 1068-1086.

Caldas, B., Thieme, M. L., Shahbol, N., Coelho, M. E., Grill, G., Van Damme, P. A., . . . Franco-León, N. (2022). Identifying the current and future status of freshwater connectivity corridors in the Amazon Basin. *Conservation Science and Practice*, 5(1), e12853.

- Campbell, E., Alfaro-Shigueto, J., Aliaga-Rossel, E., Beasley, I., Briceño, Y., Caballero, S., . . . Hines, E. (2022). Challenges and priorities for river cetacean conservation. *Endangered Species Research*, 49, 13-42. doi:<https://doi.org/10.3354/esr01201>.
- Centelleghes, C., Carraro, L., Gonzalvo, J., Rosso, M., Esposti, E., Gili, C., . . . Povinelli, M. (2020). The use of Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) to sample the blow microbiome of small cetaceans. *PLOS one*, 15(7), e0235537.
- Charish, R., Berrow, S., & O'Brien, J. (2021). Acoustic monitoring of a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) population: Trends in presence and foraging beyond the limits of the lower river Shannon SAC. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(6), 650.
- Christiansen, F., Dawson, S. M., Durban, J. W., Fearnbach, H., Miller, C. A., Bejder, L., . . . Raymont, W. (2020). Population comparison of right whale body condition reveals poor state of the North Atlantic right whale. *Marine Ecology Progress Series*, 640, 1-16.
- CIBIOMA-UABJB, & GAMT. (2022). *Gobernanza del Área Protegida Municipal Ibare Mamoré. Planear para la Acción*. Retrieved from Trinidad, Beni, Bolivia:
- Clarke, P. J., Cubaynes, H. C., Stockin, K. A., Olavarría, C., de Vos, A., Fretwell, P. T., & Jackson, J. A. (2021). Cetacean strandings from space: challenges and opportunities of very high resolution satellites for the remote monitoring of cetacean mass strandings. *Frontiers in Marine Science*, 1448.
- Clay, T. A., Mangel, J. C., Alfaro-Shigueto, J., Hodgson, D. J., & Godley, B. J. (2018). Distribution and habitat use of a cryptic small cetacean, the Burmeister's porpoise, monitored from a small-scale fishery platform. *Frontiers in Marine Science*, 5, 220.
- Convención-sobre-los-Humedales. (2021). *Perspectiva mundial sobre los humedales: Edición especial de 2021*. Retrieved from Gland (Suiza):
- Cox, S. L., Witt, M. J., Embling, C. B., Godley, B. J., Hosegood, P., Miller, P., . . . Ingram, S. N. (2017). Temporal patterns in habitat use by small cetaceans at an oceanographically dynamic marine renewable energy test site in the Celtic Sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 141, 178-190.

- Crespo, E. A. (2022). Long-Term Population Trends of Patagonian Marine Mammals and Their Ecosystem Interactions in the Context of Climate Change. In E. W. Helbling, M. A. Narvarte, R. A. González, & V. E. Villafañe (Eds.), *Global Change in Atlantic Coastal Patagonian Ecosystems: A Journey Through Time* (pp. 263-290). Cham: Springer International Publishing.
- da Silva, V., Freitas, C. E. C., Dias, R. L., & Martin, A. R. (2018). Both cetaceans in the Brazilian Amazon show sustained, profound population declines over two decades. *PLOS one*, 13(5), e0191304. doi:<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191304>
- da Silva, V., Trujillo, F., Martin, A., Zerbini, A. N., Crespo, E., Aliaga-Rossel, E., & Reeves, R. (2018). *Inia geoffrensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T10831A50358152*. doi:<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T10831A50358152.en>
- da Silva, V. M., Brum, S. M., de Mello, D. M. D., de Souza Amaral, R., Gravena, W., Campbell, E., . . . Mintzer, V. (2023). The Amazon River dolphin, *Inia geoffrensis*: What have we learned in the last two decades of research? *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 18(1), 139-157.
- Darwall, W., Smith, K., Allen, D., Seddon, M., Reid, G. M., Clausnitzer, V., & Kalkman, V. J. (2008). Freshwater biodiversity: a hidden resource under threat. *Wildlife in a changing world—An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*, 43.
- Dawson, S. M., Bowman, M. H., Leunissen, E., & Sirguey, P. (2017). Inexpensive aerial photogrammetry for studies of whales and large marine animals. *Frontiers in Marine Science*, 4, 366.
- Dayton, P. K., Tegner, M. J., Edwards, P. B., & Riser, K. L. (1998). Sliding baselines, ghosts, and reduced expectations in kelp forest communities. *Ecological applications*, 8(2), 309-322.
- de Muizon, C., Lambert, O., & Bianucci, G. (2018). River dolphins, evolution. In *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 829-835): Elsevier.
- de Oliveira Leis, M., Barragán-Paladines, M. J., Saldaña, A., Bishop, D., Jin, J. H., Kereži, V., . . . Chuenpagdee, R. (2019). Overview of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean: challenges and prospects. *Viability and sustainability of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean*, 15-47.

- Domínguez-Sánchez, C. A., Acevedo-Whitehouse, K. A., & Gendron, D. (2018). Effect of drone-based blow sampling on blue whale (*Balaenoptera musculus*) behavior. *Marine Mammal Science*, 34(3).
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., . . . Stiassny, M. L. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182.
- Durban, J. W., Fearnbach, H., Barrett-Lennard, L., Perryman, W., & Leroi, D. (2015). Photogrammetry of killer whales using a small hexacopter launched at sea. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3(3), 131-135.
- Durban, J. W., Moore, M. J., Chiang, G., Hickmott, L. S., Bocconcelli, A., Howes, G., . . . LeRoi, D. J. (2016). Photogrammetry of blue whales with an unmanned hexacopter. *Marine Mammal Science*, 32(4), 1510-1515.
- Erbs, F., Gaona, M., van der Schaar, M., Zaugg, S., Ramalho, E., Houser, D., & André, M. (2023). Towards automated long-term acoustic monitoring of endangered river dolphins: a case study in the Brazilian Amazon floodplains. *Scientific Reports*, 13(1), 10801.
- Escobar-WW, M., Rey Ortiz, G., Coca Mendez, C., Cordova Clavijo, L., Sainz, L., Moreno Aulo, F., . . . Van Damme, P. A. (2020). La pesquería de una especie carroñera (*Calophysus macropterus*) y su posible impacto en las poblaciones del bufeo boliviano (*Inia geoffrensis boliviensis*) en la Amazonía boliviana. *Hidrobiología Neotropical y Conservación Acuática*, 1(1), 26-41.
- FAUNAGUA-WCS. (2022). *Pesca y seguridad alimentaria en los Llanos de Moxos y sus áreas de influencia*. Grupo de Trabajo para los Llanos de Moxos. Retrieved from La Paz, Bolivia:
- Fettermann, T., Fiori, L., Gillman, L., Stockin, K. A., & Bollard, B. (2022). Drone surveys are more accurate than boat-based surveys of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Drones*, 6(4), 82.
- Fiori, L., Martinez, E., Bader, M. K. F., Orams, M. B., & Bollard, B. (2020). Insights into the use of an unmanned aerial vehicle (UAV) to investigate the behavior of humpback whales

(*Megaptera novaeangliae*) in Vava'u, Kingdom of Tonga. *Marine Mammal Science*, 36(1), 209-223.

Fleischmann, A. S., Rabelo, R., Tregidgo, D., Benitz, T., Viana, F., de Lima Franco, D., . . . Camelo, P. (2025). Unprecedented Social-Ecological Impacts of the 2023 Extreme Drought in the Central Amazon.

Fleischmann, A. S., Papa, F., Hamilton, S., Melack, J., Forsberg, B., Val, A., . . . de Andrade, B. C. (2024). Extreme warming of Amazon waters in a changing climate.

Frias , M. (2019). *Estimação dos parâmetros populacionais de densidade abundância para os golfinhos de rio da américa do sul boto (Inia spp.) e tucuxi (Sotalia fluviatilis): aperfeiçoamento do método e abordagens ecológicas*. (Doctoral Thesis). Universidade Federal Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais - Brazil.

Frouin-Mouy, H., Tenorio-Hallé, L., Thode, A., Swartz, S., & Urbán, J. (2020). Using two drones to simultaneously monitor visual and acoustic behaviour of gray whales (*Eschrichtius robustus*) in Baja California, Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 525, 151321.

Goebel, M. E., Perryman, W. L., Hinke, J. T., Krause, D. J., Hann, N. A., Gardner, S., & LeRoi, D. J. (2015). A small unmanned aerial system for estimating abundance and size of Antarctic predators. *Polar Biology*, 38, 619-630.

Gomez-Salazar, C., Portocarrero-Aya, M., & Whitehead, H. (2012). Population, density estimates and conservation of river dolphins (*Inia* and *Sotalia*) in the Amazon and Orinoco river basins. *Marine Mammal Science*, 28(1), 124-153. doi:10.1111/j.1748-7692.2011.00468.x

Gravena, W., da Silva, V., da Silva, M., Farias, I. P., & Hrbek, T. (2015). Living between rapids: genetic structure and hybridization in the botos (Cetacea: Iniidae: *Inia* spp.) of the Madeira River, Brazil *Biological Journal of the Linnean Society*.

Gravena, W., Farias, I. P., da Silva, M., da Silva, V., & Hrbek, T. (2014). Looking to the past and the future: were the Madeira River rapids a geographical barrier to the boto (Cetacea: Iniidae)? . *Conserv. genet.* doi:10.1007/s10592-014-0565-4

Guizada-Duran, L. A. (2011). *Abundancia y distribución de Inia boliviensis en el río Mamoré y su implicancia en la conservación*. (Licenciatura). Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.

Guizada Duran, L. A., Aliaga-Rossel, E., Frias, M. P., & Zerbini, A. N. (2024). Bolivian River Dolphin trends: A long-term analysis in the Mamore basin. *PLOS one*, 19(10), e0308806.

Hodgson, A., Kelly, N., & Peel, D. (2013). Unmanned aerial vehicles (UAVs) for surveying marine fauna: a dugong case study. *PLOS one*, 8(11), e79556.

Horton, T. W., Hauser, N., Cassel, S., Klaus, K. F., Fettermann, T., & Key, N. (2019). Doctor drone: non-invasive measurement of humpback whale vital signs using unoccupied aerial system infrared thermography. *Frontiers in Marine Science*, 6, 466.

Hrbek, T., da Silva, V., Dutra, N., Gravena, W., Martin, A., & Pires, I. (2014). A new species of river dolphin from Brazil or: How little do we know our biodiversity. *PLOS one*, 9(1), 12.

Ivanchikova, J., & Tregenza, N. (2023). Validation of the F-POD—A fully automated cetacean monitoring system. *PLOS one*, 18(11), e0293402.

Jaramillo-Legorreta, A. M., Cardenas-Hinojosa, G., Nieto-Garcia, E., Rojas-Bracho, L., Thomas, L., Ver Hoef, J. M., . . . Tregenza, N. (2019). Decline towards extinction of Mexico's vaquita porpoise (*Phocoena sinus*). *Royal Society open science*, 6(7), 190598.

Kummu, M., De Moel, H., Ward, P. J., & Varis, O. (2011). How close do we live to water? A global analysis of population distance to freshwater bodies. *PLOS one*, 6(6), e20578.

Kyhn, L. A., Tougaard, J., Teilmann, J., Wahlberg, M., Jørgensen, P. B., & Bech, N. I. (2008). Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) static acoustic monitoring: laboratory detection thresholds of T-PODs are reflected in field sensitivity. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88(6), 1085-1091.

Landeo-Yauri, S. S., Ramos, E. A., Castelblanco-Martínez, D. N., Niño-Torres, C. A., & Searle, L. (2020). Using small drones to photo-identify Antillean manatees: A novel method for monitoring an endangered marine mammal in the Caribbean Sea. *Endangered Species Research*, 41, 79-90.

- Lovejoy, T. E., & Nobre, C. (2019). Amazon tipping point: Last chance for action. In (Vol. 5, pp. aeba2949): American Association for the Advancement of Science.
- Malhi, Y. (2017). The concept of the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 42, 77-104.
- Marmontel, M., Fleischmann, A., Val, A., & Forsberg, B. (2024). Safeguard Amazon's aquatic fauna against climate change. *Nature*, 625(7995), 450-450.
- Martin, A., & Da Silva, V. (2022). Amazon river dolphins *Inia geoffrensis* are on the path to extinction in the heart of their range. *Oryx*, 56(4), 587-591.
- Martins, M. C. I., Sette, L., Josephson, E., Bogomolni, A., Rose, K., Sharp, S. M., . . . Moore, M. (2019). Unoccupied aerial system assessment of entanglement in Northwest Atlantic gray seals (*Halichoerus grypus*).
- Nowak, M. M., Dziób, K., & Bogawski, P. (2018). Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) in environmental biology: A review. *European Journal of Ecology*, 4(2), 56-74.
- Oliveira-da-Costa, M., Marmontel, M., Da-Rosa, D. S., Coelho, A., Wich, S., Mosquera-Guerra, F., & Trujillo, F. (2020). Effectiveness of unmanned aerial vehicles to detect Amazon dolphins. *Oryx*, 54(5), 696-698.
- Omeyer, L. C., Doherty, P. D., Dolman, S., Enever, R., Reese, A., Tregenza, N., . . . Godley, B. J. (2020). Assessing the effects of banana pingers as a bycatch mitigation device for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Frontiers in Marine Science*, 7, 285.
- Orbach, D. N., Eaton, J., Fiori, L., Piwetz, S., Weir, J. S., Würsig, M., & Würsig, B. (2020). Mating patterns of dusky dolphins (*Lagenorhynchus obscurus*) explored using an unmanned aerial vehicle. *Marine Mammal Science*, 36(4), 1097-1110.
- Osiecka, A. N., Jones, O., & Wahlberg, M. (2020). The diel pattern in harbour porpoise clicking behaviour is not a response to prey activity. *Scientific Reports*, 10(1), 14876.
- Parmesan, C., Morecroft, M. D., Trsurat, Y., Adrian, R., Arneth, A., Gao, Q., Gonzalez, P., Harris, R., Price, J., Stevens, N. & Talukdarr, G. H. (2022). Terrestrial and freshwater ecosystems and their services. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and*

Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
https://report.ipcc.ch/ar6wg2/pdf/IPCC_AR6_WGII_FinalDraft_Chapter02.pdf

Plan, C. M. (2020). *MP South America River Dolphins*. Retrieved from <https://archive.iwc.int/?r=17238>

Pörtner, H.-O., Scholes, R. J., Agard, J., Leemans, R., Archer, E., Bai, X., . . . Cheung, W. (2021). IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change. doi:10.5281/zenodo.4782538

Ramos, E. A., Maloney, B., Magnasco, M. O., & Reiss, D. (2018). Bottlenose dolphins and Antillean manatees respond to small multi-rotor unmanned aerial systems. *Frontiers in Marine Science*, 5, 316.

Ramp, C., Gaspard, D., Gavrilchuk, K., Unger, M., Schleimer, A., Delarue, J., . . . Sears, R. (2021). Up in the air: drone images reveal underestimation of entanglement rates in large rorqual whales. *Endangered Species Research*, 44, 33-44.

Randall R. Reeves, & Martin, A. R. (2018). River Dolphins,. In J. G. M. T. Bernd Würsig, Kit M. Kovacs, (Ed.), *Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition)* (Third Edition ed., pp. 827-829). Academic Press,.

Raoult, V., Colefax, A. P., Allan, B. M., Cagnazzi, D., Castelblanco-Martínez, N., Ierodiconou, D., . . . Pirota, V. (2020). Operational protocols for the use of drones in marine animal research. *Drones*, 4(4), 64.

Raudino, H. C., Tyne, J. A., Smith, A., Ottewell, K., McArthur, S., Kopps, A. M., . . . Waples, K. (2019). Challenges of collecting blow from small cetaceans. *Ecosphere*, 10(10), e02901.

Robinson, J. A., Kyriazis, C. C., Nigenda-Morales, S. F., Beichman, A. C., Rojas-Bracho, L., Robertson, K. M., . . . Taylor, B. L. (2022). The critically endangered vaquita is not doomed to extinction by inbreeding depression. *Science*, 376(6593), 635-639.

Salas, S., Barragán-Paladines, M. J., & Chuenpagdee, R. (2018). *Viability and sustainability of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean* (Vol. 19): Springer.

Salas, S., Chuenpagdee, R., Seijo, J. C., & Charles, A. (2007). Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean. *Fisheries research*, 87(1), 5-16.

Salinas-Mendoza, A. (2007). *Distribución y estado poblacional del bufeo (Inia boliviensis) en los ríos Blanco y San Martín (Cuenca del río Iténez)*. (Licenciatura). Universidad Mayor de San Simón, Cochabamba, Bolivia.

Siciliano, S., Valiati, V. H., Emin-Lima, R., Costa, A. F., Sartor, J., Dorneles, T., . . . de Oliveira, L. R. (2016). New genetic data extend the range of river dolphins *Inia* in the Amazon Delta. *Hydrobiologia*, 777, 255-269.

Smith, B. D., Braulik, G. T., & Sinha, R. (2012). *Platanista gangetica* spp. *gangetica*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e. T41756A17627639*. doi:<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T41756A17627639.en>

Strayer, D. L., & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344-358.

Taxonomy, C. o. (2023). List of marine mammal species and subspecies. In: Society for Marine Mammalogy.

Taylor, B. L., Perrin, W. F., Reeves, R. R., Rosel, P. E., Wang, J. Y., Cipriano, F., . . . Brownell Jr, R. L. (2017). Why we should develop guidelines and quantitative standards for using genetic data to delimit subspecies for data-poor organisms like cetaceans. *Marine Mammal Science*, 33(S1), 12-26.

Thompson, P. M., Lusseau, D., Barton, T., Simmons, D., Rusin, J., & Bailey, H. (2010). Assessing the responses of coastal cetaceans to the construction of offshore wind turbines. *Marine pollution bulletin*, 60(8), 1200-1208.

Torres, L. G., Barlow, D. R., Chandler, T. E., & Burnett, J. D. (2020). Insight into the kinematics of blue whale surface foraging through drone observations and prey data. *PeerJ*, 8, e8906.

Torres, L. G., Nieukirk, S. L., Lemos, L., & Chandler, T. E. (2018). Drone up! Quantifying whale behavior from a new perspective improves observational capacity. *Frontiers in Marine Science*, 5, 319.

Tregenza, N. (1992). Fifty years of cetacean sightings from the Cornish coast, SW England. *Biological Conservation*, 59(1), 65-70.

Tregenza, N., Berrow, S., Hammond, P. S., & Leaper, R. (1997). Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) by-catch in set gillnets in the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 54(5), 896-904.

Tregenza, N., Dawson, S., Rayment, W., & Verfuss, U. (2016). Listening to echolocation clicks with PODs. *Listening in the Ocean*, 163-206.

Turvey, S. T., Pitman, R. L., Taylor, B. L., Barlow, J., Akamatsu, T., Barrett, L. A., . . . Wang, K. (2007). First human-caused extinction of a cetacean species? *Biology letters*, 3(5), 537-540.

Turvey, S. T., & Risley, C. L. (2006). Modelling the extinction of Steller's sea cow. *Biology letters*, 2(1), 94-97.

Watts, A. C., Ambrosia, V. G., & Hinkley, E. A. (2012). Unmanned aircraft systems in remote sensing and scientific research: Classification and considerations of use. *Remote sensing*, 4(6), 1671-1692.

WWF. (2024). Informe Planeta Vivo 2024. Hacia una sociedad con la naturaleza en positivo. In R. Almond, M. Grooten, D. Juffe Bignoli, & T. Petersen (Eds.). Gland, Suiza: WWF.

CAPÍTULO 1. EXPLORANDO A TENDÊNCIA POPULACIONAL DO BOTO-DA-AMAZÔNIA-BOLIVIANA COMO RESULTADO DE UM MONITORAMENTO DE LONGO PRAZO

O artigo científico com o título: *Tendência do boto-da-amazônia-boliviana: uma análise de longo prazo na bacia do Mamoré* [Bolivian River Dolphin trends: A long-term analysis in the Mamore basin], publicado na revista *PLOS ONE* no ano de 2024 (GUIZADA et al., 2024, Anexo 1.1). Esta publicação aborda a análise da tendência populacional do boto-da-amazônia-boliviana em uma série histórica de mais de 20 anos, utilizando metodologias padronizadas e consistentes ao longo do tempo para a modelagem da tendência populacional em uma região central da sua distribuição. O texto a seguir corresponde integralmente ao conteúdo da versão final do artigo, traduzido para o português, ajustado aos formatos exigidos pelo programa de doutorado. Vale esclarecer que, com a intenção de manter a uniformidade do texto e ressaltar a particularidade do BAB, a nomenclatura taxonômica utilizada difere daquela adotada no artigo original.

1.1.RESUMO

Os botos em Sulamérica enfrentam ameaças significativas devido às intensas atividades humanas, resultando na perda de habitat, fragmentação da conectividade natural, pesca excessiva, poluição e capturas acidentais e intencionais para uso como isca na pesca. Entre 1998 e 2022, foram realizadas 12 expedições em um sistema fluvial na bacia do rio Mamoré (Ibare-Tijamuchi-Mamoré), uma das principais áreas de distribuição do boto-da-amazônia-boliviana (BAB-*Inia boliviensis*). Modelos lineares generalizados (GLMs) foram utilizados para avaliar as tendências populacionais. O modelo mais bem suportado não indica de forma conclusiva um declínio populacional. A taxa média anual estimada de variação populacional do BAB ao longo do período de 24 anos de monitoramento foi de -0,0115 por ano. A contagem média de BAB no rio Ibare é menor (média = 20, n = 4) em comparação com o rio Tijamuchi (média = 260, n = 4), e o mesmo padrão é observado no rio Mamoré (média = 76, n = 4). Há uma evidência visual preliminar de uma tendência negativa na contagem de BAB com base nas curvas do GLM, mas os resultados estatísticos são inconclusivos para a sub-bacia do rio Mamoré. Este estudo ressalta a importância de continuar os esforços de monitoramento das populações de botos. Dinâmicas populacionais semelhantes são

observadas em outras espécies de botos na região amazônica, exigindo ações imediatas para reduzir a mortalidade e reverter a preocupante tendência de declínio dessas populações.

1.2.INTRODUÇÃO

A defaunação durante o Antropoceno tem sido considerada uma questão crítica de conservação em nível global (YOUNG et al., 2016). A taxa estimada de extinção de vertebrados no mundo é 100 vezes maior do que a média dos últimos dez milhões de anos e continua a se acelerar (CEBALLOS, et al., 2015; IPBES, 2019). A maior proporção de extinções ocorreu em ecossistemas de água doce (COLLEN et al., 2014). Da mesma forma, as populações de vertebrados têm diminuído rapidamente desde 1970, com uma redução de 84% na diversidade de espécies de água doce (IPBES, 2019).

Na maioria das áreas tropicais, as pessoas utilizam os recursos naturais como acesso direto aos rios e outros sistemas de água doce (SANDERSON et al., 2002). Essas atividades incluem pesca para alimentação e comércio, irrigação, transporte, construção, atividades industriais, recreação e relações culturais. Também envolvem modificações no habitat, como usinas hidrelétricas para fornecimento de eletricidade, redução do risco de enchentes, irrigação agroindustrial em larga escala e melhoria do transporte. No entanto, esses fatores contribuem significativamente para a degradação e destruição do habitat, limitando a distribuição das espécies e gerando condições desfavoráveis para as interações entre botos e humanos (DA SILVA et al., 2018; ALIAGA-ROSSEL & ESCOBAR-WW, 2020).

Os golfinhos de rio são um grupo particularmente vulnerável de pequenos cetáceos de água doce encontrados em rios tropicais da Ásia e da América do Sul (SMITH et al., 2012). Como exemplo, devido à intensa interação com a pesca e à forte degradação do habitat, o Baiji (*Lipotes vexillifer*) está funcionalmente extinto (SMITH et al., 2020), enquanto os golfinhos do Ganges e do Indus (*Platanista gangetica gangetica* e *P. g. minor*) enfrentam um declínio populacional relativamente rápido, impactados por alterações na estrutura do habitat causadas por atividades antrópicas (BRAULIK et al., 2012; SMITH et al., 2012; PRAKASH et al., 2023).

Evidências recentes sugerem um cenário semelhante para o boto (*Inia geoffrensis*) na Amazônia Central, Brasil (DA SILVA et al., 2018). Portanto, todas as espécies do gênero *Inia* estão classificadas como "Em Perigo" (EN) na Lista Vermelha da IUCN, em parte devido à degradação e modificação do habitat, mortalidade acidental e capturas intencionais, que resultaram em um preocupante declínio populacional. É improvável que essas pressões diminuam, a menos que haja uma mudança significativa no panorama socioeconômico, político e demográfico humano (DA SILVA et al., 2018).

O boto-da-amazônia-boliviana (BAB) (*Inia boliviensis*, d'Orbigny 1834) pertence ao grupo dos botos (Gênero: *Inia*) e foi naturalmente separado de *Inia geoffrensis* por corredeiras e cachoeiras, uma barreira geográfica entre Porto Velho e Guajará-Mirim, no Brasil (PILLERI & GIHR, 1977; DA SILVA et al., 2018). O isolamento geográfico impediu qualquer fluxo genético que pudesse fortalecer as populações do lado boliviano, rio acima (GRAVENA et al., 2015). A construção das usinas hidrelétricas de Jirau e Santo Antônio no rio Madeira, no Brasil, isolou a população de botos e provavelmente terá consequências na região (GRAVENA et al., 2014). No entanto, essas barragens estão localizadas rio abaixo, abaixo das corredeiras e cachoeiras, e não afetam diretamente as populações de BAB rio acima, especialmente na Bolívia.

Por outro lado, apesar das evidências científicas significativas (GRAVENA et al., 2021; EMIN-LIMA et al., 2022), o BAB ainda não foi oficialmente reconhecido como uma espécie distinta pelo Comitê de Taxonomia da Society for Marine Mammalogy (SMM-TC, 2023). Apesar de seu isolamento, é considerado a espécie menos ameaçada dentro do grupo dos botos e possui um status de conservação favorável (CAMPBELL et al., 2022).

No entanto, assim como outras espécies de golfinhos de rio, o BAB é suscetível aos impactos cumulativos das alterações antrópicas no ambiente de água doce. Com uma baixa taxa reprodutiva e um intervalo mínimo de dois anos entre nascimentos, o BAB tem uma capacidade limitada de se recuperar de qualquer perda populacional (MCGUIRE & ALIAGA-ROSSEL, 2007; MARTIN & DA SILVA, 2018). Apesar de a Bolívia ter declarado o BAB como patrimônio natural nacional e ter lançado um plano de ação para sua conservação, houveram poucos esforços para compreender sua dinâmica populacional e

implementar ações diretas de conservação. Neste estudo, investigamos o cenário da tendência populacional do BAB em sua área central de distribuição no médio rio Mamoré (complexo Ibare-Mamoré-Tijamuchi), Bolívia. Nos últimos 30 anos, essa região tem sido o principal foco de pesquisas sobre o BAB, principalmente devido ao alto nível de atividade humana e por constituir a principal área de sua distribuição. Os dados de monitoramento coletados ao longo desse período podem agora fornecer informações valiosas para compreender as mudanças populacionais do BAB e os possíveis fatores que contribuem para seu declínio.

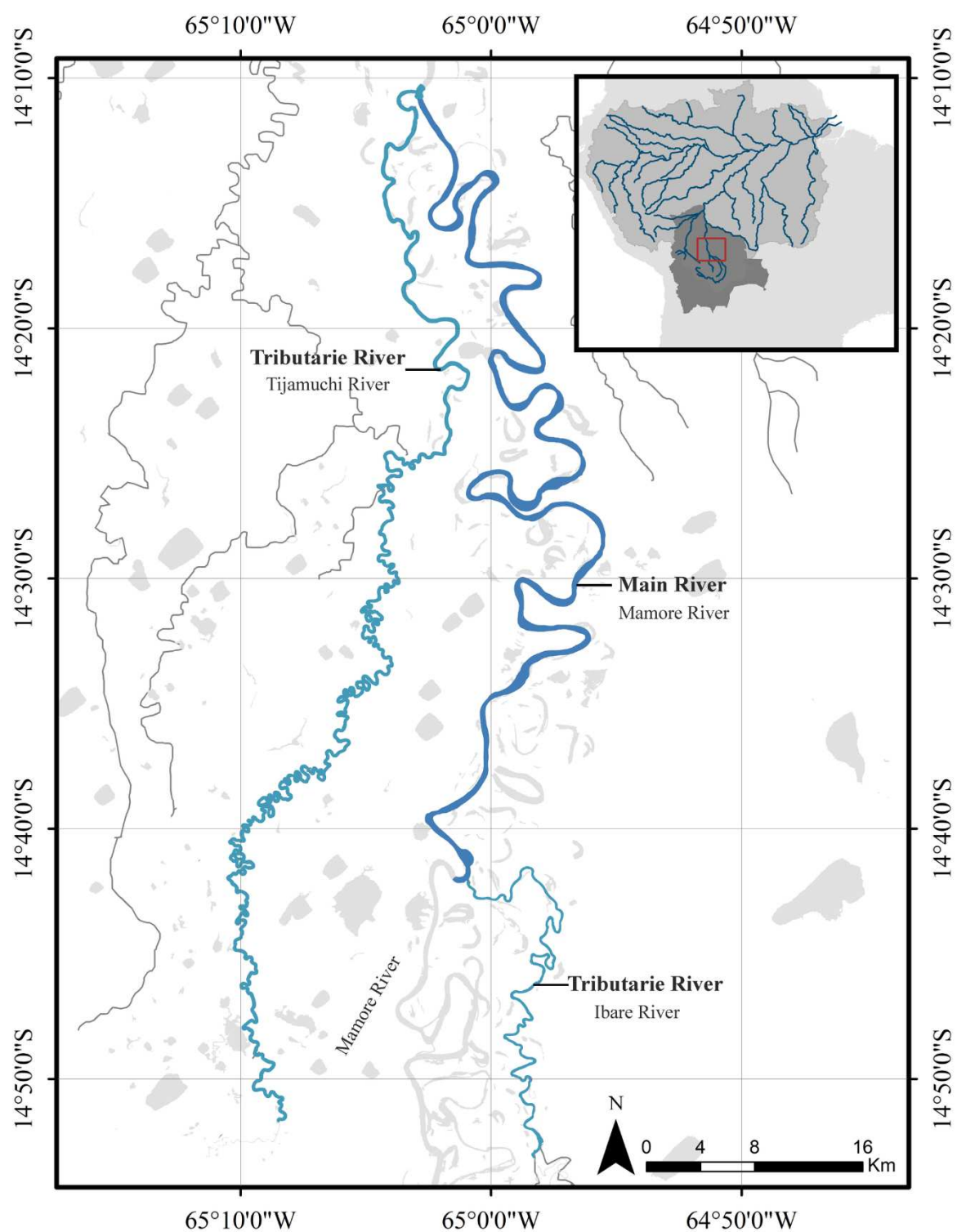
1.3.MATERIAIS E METODOLOGIAS

1.3.1. Área de estudo

A área de levantamento da abundância do boto-da-amazônia-boliviana está localizada na Amazônia Boliviana, na bacia do rio Mamoré, no departamento de Beni, Bolívia, abrangendo os rios Ibare e Tijamuchi, ambos afluentes do rio Mamoré (Fig. 2.1). Esses rios apresentam características de águas claras e formam um sistema meândrico com flutuações notáveis nos níveis de água, correspondendo às estações de cheia e seca.

Durante a estação de cheia, a largura média dos rios afluentes (Ibare e Tijamuchi) é de aproximadamente 150 metros, enquanto na estação de seca essa largura diminui para menos da metade, variando entre 50 e 70 metros. Em contraste, o rio Mamoré, um dos principais rios de águas brancas da Bolívia, mantém uma largura superior a 400 metros durante a estação de cheia e até 200 na seca.

Além de abrigar uma população importante de BAB ao longo do ano, a bacia central do Mamoré sofre intensa pressão antrópica pelo intenso tráfego de embarcações de grande porte, a sobrepesca, o desmatamento severo e os frequentes incêndios florestais descontrolados de origem humana. Além disso, a captura acidental de BAB em redes de pesca (resultando especialmente na mortalidade de filhotes e juvenis), a caça ilegal e a poluição representam importantes ameaças potenciais à espécie (ALIAGA-ROSSEL & MCGUIRE, 2010; ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020b).



Fonte: Elaboração própria.

Figura 1.1. **Área de estudo.** Complexo formado por três rios: Ibare e Tijamuchi como afluentes e Mamoré como o principal rio da sub-bacia na Bolívia. Extraído do GUIZADA et al., 2024.

1.3.2. Coleta de dados

As tendências na abundância do BAB foram estimadas com base em contagens de golfinhos realizadas em 12 levantamentos visuais independentes de barco, conduzidos durante o período de transição das águas em ascensão e recessão (isto é, entre as estações de cheia e seca) entre 1998 e 2022. O período de transição das águas é quando a maioria dos tipos de habitat fluvial está disponível para uso dos golfinhos, tornando sua distribuição menos concentrada e aumentando a acessibilidade dos barcos em canais rasos (GOMEZ-SALAZAR et al., 2012). Os protocolos de coleta de dados e os métodos utilizados foram detalhadamente descritos em ALIAGA-ROSSEL (2002) e GOMEZ-SALAZAR et al. (2012). O estudo combinou transectos lineares e em faixa, com adaptações específicas dependendo da largura do rio e do nível de água predominante.

Os levantamentos foram realizados a uma velocidade média de 7–9 km/h nos rios afluentes e de 12–15 km/h no rio Mamoré (devido à força da corrente). Embora todos os levantamentos compartilhassem características comuns, algumas diferenças foram observadas entre eles, conforme descrito na Tabela 1.1.

Para cada transecto, foi utilizado um barco de 12 metros equipado com uma plataforma de observação de aproximadamente 4 metros de altura localizada na proa, onde os observadores contavam os golfinhos. A equipe de observação consistia em pelo menos quatro membros (um registrador de dados, um validador de avistamentos e dois observadores) que realizavam a busca visual pelo BAB a olho nu. Os observadores eram posicionados na frente do barco, proporcionando um campo de observação de 180° à frente. Cada avistamento era registrado com a posição GPS da embarcação, o tamanho do grupo e as características da paisagem (tipo de margem, tipo de habitat, largura do rio).

Os membros da equipe revezavam suas funções, alternando entre observador, registrador de dados e períodos de descanso. O revezamento ocorria a cada duas horas para aliviar a fadiga dos observadores e minimizar o viés de percepção. As observações foram conduzidas dentro de um horário consistente, das 07:00 às 17:00 horas, com uma pausa de uma hora ao meio-

dia. Além disso, as observações eram realizadas sob condições favoráveis de visibilidade, caracterizadas por baixo reflexo da luz na água e ausência de chuva ou ventos fortes. A mesma equipe de observadores treinados, experientes em estimativa de distância e avistamento de BAB, participou de todas as pesquisas.

Tabela 1.1. Comparação dos estudos realizados no complexo da bacia central do rio Mamoré ao longo de um período de 20 anos. Todas as pesquisas coletam dados de plataforma simples.

Rio	Data	Número de observadores	Esforço (Km)	Altura de observação com relação no nível do rio
Ibare	Jul/2014	4	75.10	4 m
	Ago/2019	4	71.53	
	Ago/2021	5	71.53	
	Jul/2022	3	71.53	
Mamore	Ago/1998	2	128.36	7 m
	Jul/2014	4	127.86	4 m
	Ago/2019	4	128.36	
	Jul/2022	3	128.36	
Tijamuchi	Ago /1998	2	185	3 m
	Mai/1999	2	185	3 m
	Jul/2014	3	169. 49	4 m
	Ago/2019	4	169. 49	

1.3.3. Análise dos dados

As tendências na abundância do BAB foram estimadas usando modelos lineares generalizados (GLMs). Foram considerados modelos com duas diferentes estruturas de erro: (a) distribuição de erro de Poisson e (b) distribuição de erro binomial negativa, ambas empregando uma função de ligação logarítmica. O número de avistamentos de BAB foi utilizado como variável resposta, enquanto o ano de amostragem e o rio (Ibare, Mamoré e Tijamuchi) foram considerados variáveis preditoras, sendo o rio Tijamuchi o nível de referência. Além disso, o esforço de amostragem (quilômetros percorridos ao longo dos transectos) foi incorporado como um fator compensatório em todos os modelos (*offset*).

Para explorar possíveis relações não lineares entre os avistamentos e as variáveis temporais, também foi investigada a possibilidade de uma dependência quadrática do ano. O modelo com melhor ajuste foi selecionado com base no menor valor do Critério de Informação de Akaike (AIC), considerando uma diferença delta superior a 2 unidades. O pacote DHARMA foi utilizado para avaliar os pressupostos do modelo e para a seleção do modelo (HARTIG, 2021).

A diferença entre os níveis dos fatores foi expressa em percentual, calculando-se o exponencial de cada estimador do modelo com melhor ajuste. Todos os modelos e testes estatísticos foram realizados utilizando o software estatístico R v4.5.0 (R CORE TEAM, 2024).

1.4. RESULTADOS

A contagem direta do boto-da-amazônia-boliviana (BAB) nos 12 levantamentos independentes (1998–2022) variou de 11 a 362 indivíduos (Tabela 1.2, detalhes adicionais no Anexo 2.A.).

Tabela 1.2. Número de botos (BAB, *Inia boliviensis*) observados em cada expedição.

Rio	Expedição 1998	Expedição 1999	Expedição 2014	Expedição 2019	Expedição 2021	Expedição 2022
Ibare	--	--	23	30	11	17
Mamore	126	--	31	104	--	42
Tijamuchi	289	231	157	362	--	--

Foi avaliado um conjunto de 12 modelos GLM (cada estrutura de modelo está anexada no Anexo 1.2). A inferência sobre a tendência foi baseada no segundo melhor modelo, pois este incluía o ano como uma covariável (variável de interesse para descrever tendências de abundância). Além disso, o valor delta AIC (menor que 2) indicou que este modelo também era bem suportado (BURNHAM et al., 2011). Este modelo assumiu uma distribuição de erro binomial negativa.

O modelo com melhor ajuste considerou o rio e o ano como preditores lineares, sem detectar qualquer dependência quadrática. A estimativa média para a taxa anual de mudança populacional foi de -0,0115 (o que representa um declínio aproximado de 1.14% por ano), com um intervalo de confiança de 95% variando entre -0,0396 e 0,0158. Embora o modelo sugira um declínio na abundância de BAB, a tendência estimada não é estatisticamente significativa ao longo do período de monitoramento de 24 anos ($p = 0,443$, Tabela 1.3).

Essa aparente tendência de declínio varia entre os rios avaliados. A contagem média de BAB no rio Ibare corresponde a aproximadamente 21,2% da média observada no rio Tijamuchi, enquanto a contagem média no rio Mamoré equivale a 41,1% da média observada no rio de referência (Tabela 1.3 e Fig. 1.2).

Tabela 1.3. Resultado do melhor modelo glm para a contagem do BAB.

Parametro	Estimador (SD)	Valor P
Ano	-0.011511 (0.0180)	0.44390
Rio-Ibare	-1.54819 (0.4115)	6.49e-06***
Rio-Mamore	-0.88696 (0.3548)	0.00273**
Deviação explicada (R^2)	86.65%	
Deviação nulla (d.f. ^a)	44.406 (11)	
Deviação residual (d.f.)	12.041 (8)	
Theta	6.59	

^a graus de liberdade

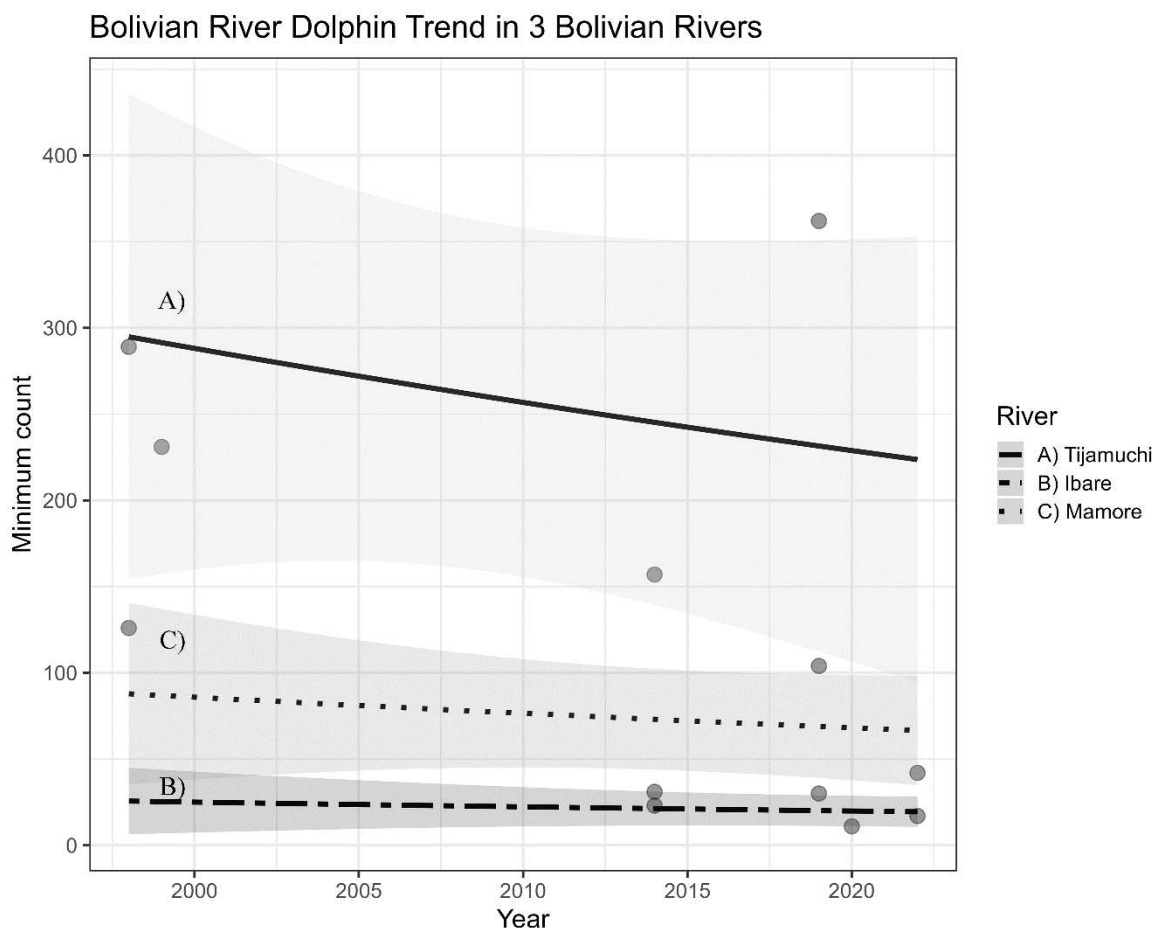


Figura 1.2. **Modelo GLM melhor ajustado.** Tendência modelada para as populações do boto-da-amazônia-boliviana em um complexo sistema fluvial Ibare-Mamoré-Tijamuchi.

Gráfico extraído do GUIZADA et al. 2024.

1.5.DISCUSSÃO

De acordo com o modelo de distribuição binomial negativa, um declínio significativo na abundância do boto-da-amazônia-boliviana (BAB) na bacia central do rio Mamoré ao longo dos 24 anos de estudo ainda não é evidente. Embora esta área tenha sido monitorada de forma consistente por observadores experientes, mantendo a padronização da amostragem durante a estação de transição entre as épocas de cheia e seca e utilizando embarcações semelhantes,

a tendência populacional permanece incerta. No entanto, os dados da Figura 1.2 sugerem a possibilidade de uma tendência negativa.

Essa incerteza pode estar relacionada ao tamanho amostral ($n = 12$) e/ou à alta variabilidade na distribuição da espécie entre os transectos, influenciada por fatores ambientais (como a produtividade das zonas e a sinuosidade do rio) e fatores intrínsecos da espécie, como movimentos sazonais e ecológicos (THOMAS et al., 2010; FRIAS et al., 2021). A continuidade dos levantamentos na região seria de grande importância para identificar quaisquer alterações potenciais na população de BABs, que provavelmente é pequena e geograficamente isolada.

Tendências populacionais do boto (*Inia geoffrensis*) foram avaliadas apenas em duas pequenas áreas geográficas dentro de sua distribuição. No rio Amazonas, na Colômbia WILLIAMS et al., (2016) analisaram os dados de três expedições distintas. Embora o estudo tenha apresentado limitações na amostragem, os autores utilizaram uma regressão e um modelo Bayesiano para estimar a probabilidade de um declínio condicional, concluindo que não há evidências suficientes para confirmar um crescimento ou declínio populacional da espécie, embora ainda tenham sugerido uma tendência de redução. O segundo estudo, realizado na Amazônia Brasileira por DA SILVA et al. (2018), analisou 20 anos de dados e concluiu que a população na região central da Amazônia, especificamente na Reserva de Mamirauá, apresentou uma redução alarmante, diminuindo pela metade a cada década.

As tendências populacionais são mais facilmente observadas em áreas menores, como os 45 km do sistema lacustre de Mamirauá estudados por DA SILVA et al. (2018), considerando que essa espécie tende a apresentar fidelidade de longo prazo (MARTIN & Da SILVA, 2004; ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020a; DA SILVA et al., 2023), o que pode tornar as ameaças mais impactantes em áreas localizadas. Além disso, a duração dos estudos geralmente é limitada em relação à expectativa de vida de espécies longevas como os cetáceos. A realização de levantamentos em larga escala é dispendiosa e pouco frequente, cobrindo apenas uma fração da área de distribuição de uma população. Como consequência, mudanças na distribuição do habitat podem alterar a proporção da população disponível para amostragem em uma determinada região (BOYD et al., 2018). Os modelos convencionais

aplicados a estudos com pequenos cetáceos enfrentam dificuldades para diferenciar se as aparentes mudanças na abundância refletem variações no tamanho populacional ou na distribuição da espécie (BOYD & PUNT, 2021).

No entanto, observações notáveis indicam uma redução nas populações de BABs nos rios Ibare e Mamoré em 21,2% e 41,1%, respectivamente, em comparação com o rio Tijamuchi ($p < 0,05$). Publicações anteriores de ALIAGA-ROSSEL & QUEVEDO (2011) e ALIAGA-ROSSEL et al. (2012) também destacaram uma queda perceptível na contagem mínima de BABs nos rios Ibare e Tijamuchi. O aumento do tráfego de embarcações, redes de pesca e atividades de pesca ilegal excessiva, juntamente com a diminuição das populações de peixes, são tendências recorrentes identificadas pelas comunidades locais durante os diagnósticos realizados na área (GUIZADA & ALIAGA-ROSSEL, 2016; ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020b; CIBIOMA et al., 2022), possivelmente contribuindo para esse declínio.

Os processos de extinção envolvem reduções progressivas na abundância e na distribuição geográfica, causadas tanto por fatores naturais quanto por atividades humanas (CEBALLOS et al., 2008). Embora o conhecimento sobre o tamanho populacional e sua tendência seja essencial para determinar o risco de extinção de uma espécie, não é o único fator a ser considerado.

É fundamental também levar em conta aspectos como a distribuição geográfica, a fragmentação do habitat, a pressão exercida pelas atividades humanas, a disponibilidade de recursos alimentares e a capacidade de adaptação às mudanças ambientais. Todos esses fatores devem ser analisados cuidadosamente para obter uma compreensão abrangente da situação e adotar medidas adequadas para a conservação do BAB e de seu habitat na Bolívia.

Além disso, entrevistas realizadas com comunidades locais na área de estudo revelaram a percepção de um esgotamento constante dos recursos pesqueiros ao longo dos anos (CIBIOMA et al., 2022; FAUNAGUA & WCS, 2022). Isso inclui a redução do tamanho de grandes espécies de peixes e a crescente dificuldade em capturar certas espécies comerciais. Consequentemente, muitos pescadores veem o BAB como seu principal concorrente por recursos e, intencionalmente, os ferem, matam ou os utilizam como isca. Situações

semelhantes foram relatadas no Peru, na Colômbia e no Brasil (DA SILVA et al., 2018; TRUJILLO-GONZÁLEZ et al., 2019; FRIAS et al., 2021).

Ao longo do período avaliado, eventos climáticos extremos, como a seca de 2008 e as inundações severas de 2010 e 2014, podem ter influenciado significativamente a dinâmica populacional, forçando uma migração local de vários grupos (ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020b). Embora as populações de BAB apresentem um alto nível de residência e movimentos limitados em grande escala (ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020a), esforços para investigar seus deslocamentos migratórios começaram em 2017 por MOSQUERA-GUERRA et al. (2021), mas também foram restritos a uma área limitada do Rio Iténez.

Durante o período de estudo, a pandemia de COVID-19 (2020–2021) teve implicações significativas que poderiam ter influenciado a presença e a abundância do BAB devido à redução substancial do uso humano dos rios. No entanto, o confinamento rigoroso na Bolívia durou menos de quatro meses, e as atividades locais das comunidades indígenas e ribeirinhas, como a pesca, não cessaram. O levantamento realizado em 2020 em um dos rios estudados não mostrou mudanças notáveis no uso do habitat nem nas tendências populacionais (Fig. 1.2). MOSQUERA-GUERRA et al. (2022) indicaram que a área de vida e a ocupação são influenciadas por fatores como condição sexual, dinâmica ecológica das presas (como abundância e movimentos) e o pulso de inundação na intensidade do uso do habitat. Portanto, durante a pandemia, esses fatores preditivos podem não ter sido afetados, ao contrário do que foi observado com o boto do rio Ganges na Índia, onde foram detectadas mudanças no uso do habitat, com os indivíduos se aproximando das margens do rio (PRAKASH et al., 2023; RAJAN et al., 2023). Embora o impacto exato do aumento das ameaças sobre a população de BABs ainda seja incerto e a tendência geral não seja estatisticamente evidente, acreditamos fortemente que é necessário continuar monitorando a população de BAB para avaliar sua dinâmica e correlacionar essas informações com as pressões antropogênicas, como capturas acidentais e intencionais relacionadas à pesca. Padrões semelhantes foram documentados em países vizinhos (DA SILVA et al., 2018; FRIAS et al., 2021; CAMPBELL et al., 2022).

As drásticas reduções nas populações de cetáceos de água doce não são um fenômeno novo. Na Ásia, essa tendência tornou-se crítica a partir de 1996, resultando na extinção do Baiji ou golfinho do rio Yangtzé (*Lipotes vexillifer*) apenas doze anos depois, em 2008 (TURVEY et al., 2007; SMITH et al., 2020). Outro caso preocupante foi o do golfinho do rio Ganges, *Platanista gangetica*, cujas populações começaram a declinar desde meados do século XX devido à perda da qualidade do habitat, à expansão humana e, por fim, à construção de barragens, levando à sua classificação urgente como espécie "Em Perigo" na Lista Vermelha da IUCN desde 1994 (SMITH et al., 2012; PRAKASH et al., 2023). Apesar da percepção histórica de relativa abundância dos golfinhos de água doce na América do Sul, há uma preocupação crescente com o impacto da mortalidade relacionada à pesca e o aumento descontrolado das atividades humanas, como mencionado anteriormente. Essa situação, aliada à distribuição geográfica restrita do BAB, representa um risco significativo para a sobrevivência da espécie num futuro não tão distante. Portanto, recomendamos fortemente a implementação de medidas de conservação em larga escala e a longo prazo, que gerem dados essenciais para subsidiar o desenvolvimento de programas de manejo bem estruturados e iniciativas políticas eficazes, a fim de evitar que a subespécie enfrente o mesmo destino dos cetáceos de água doce asiáticos.

REFERÊNCIAS

- 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.
- Aliaga-Rossel, E., & Escobar-WW, M. (2020). Translocation of trapped Bolivian river dolphins (*Inia boliviensis*). *J. Cetacean Res. Manage.*, 21(1), 17-23.
- Aliaga-Rossel, E., & Guizada-Duran, L. A. (2020a). Bolivian river dolphin site preference in the middle-section of Mamoré River, upper Madeira river basin, Bolivia. *Therya*, 11(3), 459-465.
- Aliaga-Rossel, E., & Guizada-Duran, L. A. (2020b). Four decades of research on distribution and abundance of the Bolivian river dolphin *Inia geoffrensis boliviensis*. *Endangered Species Research*, 42, 151-165. doi:<https://doi.org/10.3354/esr01041>

Aliaga-Rossel, E., Guizada-Duran, L. A., Beerman, A., Alcocer, A., & Morales, C. (2012). Distribución y estado poblacional del bufeo boliviano (*Inia boliviensis*) en cuatro ríos tributarios de la subcuenca del Río Mamoré. *Ecología en Bolivia*, 47(2)(1605-2528), 134-142.

Aliaga-Rossel, E., & McGuire, T. (2010). Iniidae. In R. B. Wallace, H. Gómez, Z. R. Porcel, & D. I. Rumiz (Eds.), *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Centro de Difusión Simón I. Patiño.

Aliaga-Rossel, E., & Quevedo, S. (2011). The Bolivian river dolphin in the Tijamuchi and Ibare rivers (Upper Madeira Basin) during the Rainy season in "la niña" event. *Mastozoología Neotropical*, 18(2), 293-299.

Boyd, C., Barlow, J., Becker, E. A., Forney, K. A., Gerrodette, T., Moore, J. E., & Punt, A. E. (2018). Estimation of population size and trends for highly mobile species with dynamic spatial distributions. In (Vol. 24, pp. 1-12): Wiley Online Library.

Boyd, C., & Punt, A. E. (2021). Shifting trends: Detecting changes in cetacean population dynamics in shifting habitat. *PLOS one*, 16(5), e0251522.

Braulik, G. T., Smith, B. D., & Chaudhry, S. (2012). *Platanista gangetica* ssp. *minor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: eT41757A17628296. In.

Burnham, K. P., Anderson, D. R., & Huyvaert, K. P. (2011). AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral ecology and sociobiology*, 65, 23-35.

Campbell, E., Alfaro-Shigueto, J., Aliaga-Rossel, E., Beasley, I., Briceño, Y., Caballero, S., . . . Hines, E. (2022). Challenges and priorities for river cetacean conservation. *Endangered Species Research*, 49, 13-42. doi:<https://doi.org/10.3354/esr01201>.

Ceballos, G., Ehrlich, A. H., & Ehrlich, P. R. (2015). *The annihilation of nature: human extinction of birds and mammals*: JHU Press.

Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*, 1(5), e1400253. doi:e1400253.

CIBIOMA-UABJB, & GAMT. (2022). *Gobernanza del Área Protegida Municipal Ibare Mamoré. Planear para la Acción*. Retrieved from Trinidad, Beni, Bolivia:

Collen, B., Whitton, F., Dyer, E. E., Baillie, J. E., Cumberlidge, N., Darwall, W. R., . . . Böhm, M. (2014). Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global ecology and Biogeography*, 23(1), 40-51.

da Silva, V., Freitas, C. E. C., Dias, R. L., & Martin, A. R. (2018). Both cetaceans in the Brazilian Amazon show sustained, profound population declines over two decades. *PLOS one*, 13(5), e0191304. doi:https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191304

da Silva, V., Trujillo, F., Martin, A., Zerbini, A. N., Crespo, E., Aliaga-Rossel, E., & Reeves, R. (2018). *Inia geoffrensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T10831A50358152*. doi:http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T10831A50358152.en

da Silva, V. M., Brum, S. M., de Mello, D. M. D., de Souza Amaral, R., Gravena, W., Campbell, E., . . . Mintzer, V. (2023). The Amazon River dolphin, *Inia geoffrensis*: What have we learned in the last two decades of research? *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 18(1), 139-157.

Emin-Lima, R., Machado, F. A., Siciliano, S., Gravena, W., Aliaga-Rossel, E., de Sousa e Silva, J., . . . de Oliveira, L. R. (2022). Morphological disparity in the skull of Amazon River dolphins of the genus *Inia* (Cetacea, Iniidae) is inconsistent with a single taxon. *Journal of Mammalogy*, 103(6), 1278-1289.

FAUNAGUA-WCS. (2022). *Pesca y seguridad alimentaria en los Llanos de Moxos y sus áreas de influencia. Grupo de Trabajo para los Llanos de Moxos*. Retrieved from La Paz, Bolivia:

- Frias P., M., Trujillo, F., Marmontel, M., Mosquera-Guerra, F., Paitach, R. L., Julião, H. P., . . . Escobar Wilson White, M. (2021). Density and Abundance Estimation of Amazonian River Dolphins: Understanding Population Size Variability. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(11), 1184. doi:<https://doi.org/10.3390/jmse9111184>.
- Gaston, K. J., & Fuller, R. A. (2008). Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in ecology & evolution*, 23(1), 14-19.
- Gomez-Salazar, C., Portocarrero-Aya, M., & Whitehead, H. (2012). Population, density estimates and conservation of river dolphins (*Inia* and *Sotalia*) in the Amazon and Orinoco river basins. *Marine Mammal Science*, 28(1), 124-153. doi:10.1111/j.1748-7692.2011.00468.x
- Gravena, W., da Silva Nunes, M., & da Silva de Souza, I. (2021). Aquatic Mammals of the Amazon: A Review of Gene Diversity, Population Structure and Phylogeography Applied to Conservation. *Molecular Ecology and Conservation Genetics of Neotropical Mammals*, 199-224.
- Gravena, W., da Silva, V., da Silva, M., Farias, I. P., & Hrbek, T. (2015). Living between rapids: genetic structure and hybridization in the botos (Cetacea: Iniidae: *Inia* spp.) of the Madeira River, Brazil *Biological Journal of the Linnean Society*.
- Gravena, W., Farias, I. P., da Silva, M., da Silva, V., & Hrbek, T. (2014). Looking to the past and the future: were the Madeira River rapids a geographical barrier to the boto (Cetacea: Iniidae)? . *Conserv. genet.* doi:10.1007/s10592-014-0565-4
- Guizada-Duran, L. A., & Aliaga-Rossel, E. (2016). Population data of the Bolivian river dolphin (*Inia boliviensis*) in Mamore River, Upper Madeira Basin. *Aquatic mammals*, 42(3), 330-338. doi:<https://doi.org/10.1578/AM.42.3.2016.330>
- Hartig, F. (2021). DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models. R package version 0.2. 0.(2018). In.

IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Retrieved from Bonn, Germany:

Martin, A. R., & da Silva, V. (2004). Number, seasonal movements, and residency characteristics of river dolphins in an Amazonian floodplain lake system. *Canadian Journal of Zoology*, 82(8), 1307-1315.

Martin, A. R., & da Silva, V. (2018). Reproductive parameters of the Amazon river dolphin or boto, *Inia geoffrensis* (Cetacea: Iniidae); an evolutionary outlier bucks no trends. *Biological Journal of the Linnean Society*, 123(3), 666-676.

McGuire, T., & Aliaga-Rossel, E. (2007). Seasonality of Reproduction in Amazon River Dolphins (*Inia geoffrensis*) in Three Major River Basins of South America. *Biotropica*, 39(1), 129-135.

Mosquera-Guerra, F., Trujillo, F., Oliveira-da-Costa, M., Marmontel, M., Van Damme, P. A., Franco, N., . . . Mena, J. L. (2021). Home range and movements of Amazon river dolphins *Inia geoffrensis* in the Amazon and Orinoco river basins. *Endangered Species Research*, 45, 269-282.

Mosquera-Guerra, F., Trujillo, F., Pérez-Torres, J., Mantilla-Meluk, H., Franco, N., Valderrama, M. J., . . . Barreto, S. (2022). Identifying habitat preferences and core areas of Amazon River dolphin activity using spatial ecology analysis. *Landscape Ecology*, 37(8), 2099-2119.

Pilleri, G., & Gehr, M. (1977). Observations on the Bolivian (*Inia geoffrensis* d' Orbigny, 1834) and the Amazonian Buffeio (*Inia geoffrensis* de Blainville, 1817) with description of a new subspecies (*I. geoffrensis humboldtiana*). *Investigation on Cetacean*, 8, 11-76.

Prakash, D., Dhanker, R., & Kumar, R. (2023). Changes in bacterioplankton and zooplankton communities in response to Covid-19 forced lockdown at dolphin surfacing sites in the River Ganga. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 26(1), 9-19.

R Core Team. (2024). R: A language and environment for statistical computing. . Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, .

Rajan, K., Khudsar, F. A., & Kumar, R. (2023). COVID-19 lockdown affects zooplankton community structure in dolphin appearing site of the River Ganga at Patna. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 26(1), 20-31.

Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V., & Woolmer, G. (2002). The human footprint and the last of the wild: the human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience*, 52(10), 891-904.

Smith, B. D., Braulik, G. T., & Sinha, R. (2012). *Platanista gangetica* spp. *gangetica*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e. T41756A17627639*. doi:<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T41756A17627639.en>

Smith, B. D., Wang, D., Braulik, G. T., Reeves, R., Zhou, K., Barlow, J., & Pitman, R. L. (2020). *Lipotes vexillifer*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e. T12119A50362206. In.

Taxonomy, C. o. (2023). List of marine mammal species and subspecies. In: Society for Marine Mammalogy.

Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., . . . Burnham, K. P. (2010). Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 5-14.

Trujillo-González, F., Mosquera-Guerra, F., & Franco, N. (2019). Delfines de río: especies indicadoras del estado de salud de los ecosistemas acuáticos de la Amazonia y la Orinoquia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 43(167), 199-211.

Turvey, S. T., Pitman, R. L., Taylor, B. L., Barlow, J., Akamatsu, T., Barrett, L. A., . . . Wang, K. (2007). First human-caused extinction of a cetacean species? *Biology letters*, 3(5), 537-540.

Williams, R., Moore, J. E., Gomez-Salazar, C., Trujillo, F., & Burt, L. (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.

Young, H. S., McCauley, D. J., Galetti, M., & Dirzo, R. (2016). Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 47(1), 333-358.

CAPÍTULO 2. MÉTODOS ALTERNATIVOS PARA AS ESTIMATIVAS POPULACIONAIS DOS BOTOS: A EFETIVIDADE DO USO DE DRONES

Este capítulo resulto no artigo científico intitulado "*Análise Comparativa do Monitoramento com Drones e Embarcações para os boto-da-amazônia-boliviana em Perigo de Extinção*" [*A Comparative Analysis of Drone and Boat Monitoring for the Endangered Bolivian River Dolphins*], publicado na revista *Aquatic Mammals* em 2024 (GUIZADA & ALIAGAROSSEL, 2024, Anexo 2.1). O estudo compara dois métodos de monitoramento da população de botos da amazônia boliviana (*Inia boliviensis*), uma espécie ameaçada de extinção, avaliando a eficácia das tecnologias de drones em relação às técnicas tradicionais de observação a partir de embarcações. Os achados apresentados contribuem significativamente para o desenvolvimento de futuras estratégias de conservação e monitoramento na região. O texto a seguir é a tradução integral do artigo para o português, ajustada aos formatos exigidos pelo programa de doutorado. Neste capítulo, também a nomenclatura taxonômica muda do artigo original.

2.1.RESUMO

O monitoramento preciso das populações é essencial para a conservação eficaz da vida selvagem. Este estudo compara a eficácia dos métodos em drones e embarcações tradicionais na avaliação da população ameaçada de boto-da-amazônia-boliviana (*Inia boliviensis*; BAB) na Bolívia. Os dados foram coletados por meio de vídeos de alta resolução gravados com um drone DJI Mavic 2 Zoom e metodologias padronizadas para pesquisas com embarcações. Dois modelos lineares de efeitos mistos, incorporando estruturas de erro de Poisson e binomial negativa, foram utilizados para comparar as contagens obtidas em levantamentos realizados com drone's e embarcações. Os resultados indicam que os levantamentos com drones detectaram, 3.16 vezes¹ mais indivíduos do que os levantamentos com embarcações. As contagens obtidas por drones foram maiores em locais com grupos mais numerosos, resultando em estimativas congruentes. A perspectiva aérea oferecida pelos drones permite superar desafios dos estudos com embarcações, como dificuldades para confirmar a identidade dos indivíduos devido à visibilidade limitada causada pelo reflexo solar. A transição das pesquisas baseados em embarcações para drones oferece vantagens como a

¹ Errata da publicação original.

redução da perturbação dos animais devido à maior distância de observação e o aprimoramento das taxas de detecção. Considerações éticas e práticas de voo responsáveis são fundamentais. A padronização das metodologias e a priorização de fatores éticos na pesquisa são essenciais para uma implementação bem-sucedida. Os levantamentos com drones representam uma abordagem promissora para aprimorar o monitoramento da vida selvagem e as práticas de conservação. Este estudo é o primeiro desse tipo na Bolívia e contribui para a conservação e o conhecimento do BAB, espécie Patrimônio Natural Nacional.

2.2. INTRODUÇÃO

O monitoramento do tamanho populacional é essencial para a conservação e o manejo da vida selvagem. A detecção de mudanças nas estimativas populacionais pode fornecer alertas precoces que ajudam a prevenir a perda de espécies (e.g. CAUGHLEY, 1994; MOSNIER et al., 2015; BAILESET al., 2021). As flutuações no tamanho das populações podem atuar como indicadores do impacto de ameaças emergentes ou em intensificação, bem como da eficácia dos esforços de conservação (e.g. CRIMMINS et al., 2014). Para medir com precisão essas flutuações, é fundamental que as metodologias empregadas por cada grupo de estudo sejam tanto precisas quanto eficientes (BOYD & PUNT, 2021).

Na última década, os veículos aéreos não tripulados (UVAs, sigla do nome em inglês), comumente conhecidos como drones, tornaram-se uma ferramenta acessível, segura e eficiente para a obtenção de dados precisos e confiáveis sobre presença, distribuição e densidade de espécies (HODGSON et al., 2013; ANGLISS et al., 2018). Seu uso tem crescido devido à capacidade de monitorar rapidamente grandes áreas a partir de uma perspectiva aérea, permitindo a detecção de animais crípticos e a exploração de áreas inacessíveis por outros meios (FETTERMAN et al., 2022). A possibilidade de acoplar diferentes sensores, como sensores térmicos ou acústicos, além de câmeras e altímetros, aliada ao baixo custo, tem tornado os drones uma ferramenta popular para o monitoramento da fauna terrestre (NOWAKET al., 2018; RAOULT et al., 2020). Além disso, estudos sobre cetáceos marinhos utilizando drones oferecem uma vantagem significativa, pois fornecem informações biológicas em escalas mais detalhadas do que aquelas obtidas por aeronaves tradicionais,

como aviões ou helicópteros, ou por imagens de satélite de alta altitude (CLARKE et al., 2021).

Desde meados da década de 1950, pesquisadores têm estimado a população de botos por meio de levantamentos visuais tradicionais em barcos, uma prática que se manteve por quase quatro décadas (LAYNE, 1958; PILLERI & GIHR, 1977; MAGNUSSON et al., 1980; BEST & DA SILVA, 1989; HERMAN et al., 1996). Para lidar com as características fluviais únicas da região amazônica, os pesquisadores adotaram um protocolo proposto por VIDAL (1997), que combinava transectos lineares e em faixa. O conhecimento na área foi ampliado por estudos de pesquisadores como ALIAGA-ROSSEL (2002) na Bolívia, MCGUIRE (2002) no Peru, MARTIN & DA SILVA (2004a, 2004b) no Brasil e GOMEZ-SALAZAR et al. (2012) na Colômbia. Nos últimos anos, os esforços foram intensificados com análises estatísticas robustas realizadas por diversos autores (PAVANATO et al., 2016; WILLIAMS et al., 2016; ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2017; PAVANATO et al., 2019; ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020; MOSQUERA-GUERRA et al., 2020; FRIAS et al., 2020; FRIAS et al., 2021). No entanto, estudos em larga escala desse tipo podem ser dispendiosos e infrequentes, o que pode comprometer os esforços de monitoramento. Além disso, a presença de um barco de pesquisa pode influenciar no tamanho e na composição dos grupos, resultando em um potencial viés nas estimativas populacionais (DAWSON et al., 2008; DWYER et al., 2014; GUERRA et al., 2014; MAY-COLLADO & QUIÑONES-LEBRÓN, 2014; GUERRA & DAWSON, 2016).

O BAB (*Inia boliviensis*) é uma espécie ameaçada de extinção (DA SILVA & MARTIN, 2018). Sendo o único cetáceo em território boliviano sem conexão direta com o oceano, essa espécie foi declarada patrimônio natural nacional em reconhecimento à sua singularidade. Sua distribuição é restrita à alta bacia do rio Madeira, incluindo rios tributários nas sub-bacias do Mamoré e Iténez, na Bolívia, estendendo-se até as corredeiras de Teotônio, no Brasil (ALIAGA-ROSSEL & MCGUIRE, 2010; GRAVENA et al., 2015). Poucos estudos se concentraram na biologia básica da espécie; em vez disso, a maioria das pesquisas utilizou técnicas padronizadas de contagem a partir de embarcações tradicionais para realizar levantamentos populacionais dentro de sua área de distribuição, estimando o número de indivíduos e o uso do habitat (SALINAS-MENDOZA, 2007; ARAMAYO, 2010; ALIAGA-

ROSSEL et al., 2012; MORALES, 2012; GUIZADA & ALIAGA-ROSSEL, 2016; ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2017; ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020).

Portanto, identificar e testar metodologias alternativas é fundamental para comparar e identificar possíveis discrepâncias entre as estimativas tradicionais de tamanho populacional, além de encontrar métodos de monitoramento de longo prazo que sejam economicamente e logisticamente viáveis. Este estudo representa um marco, sendo a primeira comparação entre técnicas de coleta de dados por drones e métodos tradicionais baseados em embarcações para o estudo do ameaçado BAB em seu ecossistema único e complexo. A pesquisa proporciona novas perspectivas sobre as melhores abordagens de monitoramento para a espécie. Ao longo do estudo, foi realizada uma avaliação padronizada em diversos rios dentro da distribuição natural do BAB. O objetivo principal foi avaliar a utilização de drones para aprimorar as contagens populacionais e obter estimativas mais precisas. Ao explorar o potencial da tecnologia de drones, buscamos ampliar nossa compreensão sobre sua aplicabilidade e eficácia na pesquisa ecológica, com foco na obtenção de estimativas populacionais mais precisas para a espécie.

Além disso, o aprimoramento das metodologias baseadas em drones, impulsionado por capacidades avançadas de aquisição de dados, tem implicações significativas para futuras iniciativas de conservação e manejo voltadas à proteção dessa espécie altamente ameaçada. Essa evolução tecnológica fortalece nossa capacidade de promover a preservação da espécie e de manter os ecossistemas interdependentes nos quais ela habita.

2.3. METODOLOGIA

2.3.1. Área de estudo

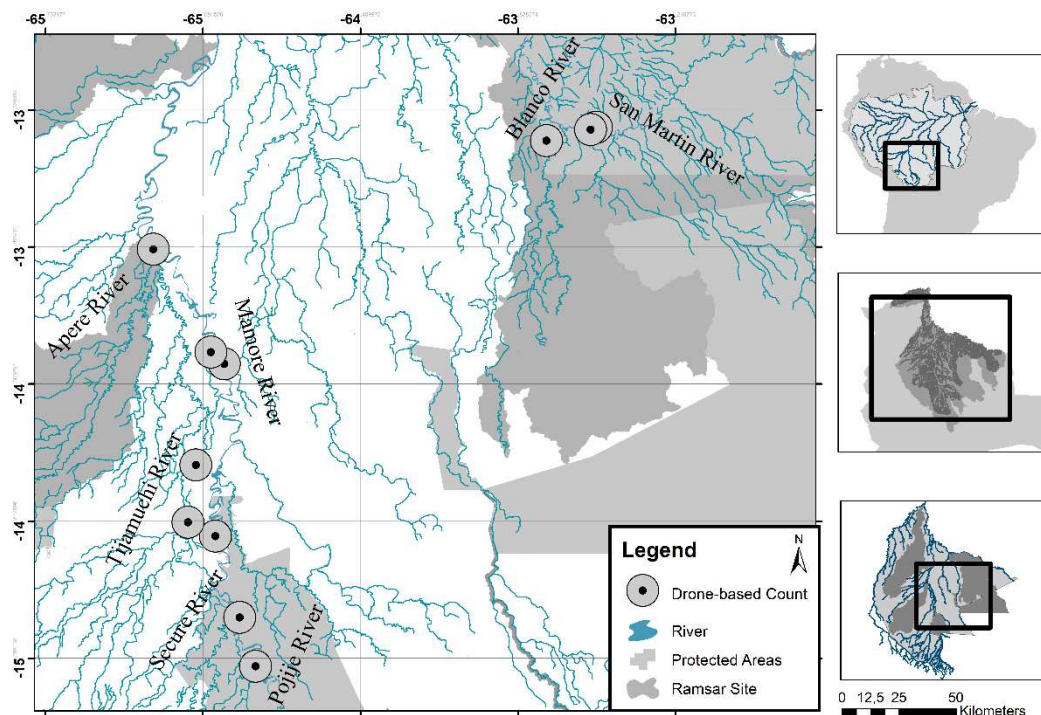
Os dados correspondem a quatro expedições anuais realizadas em 2019, 2021, e 2022, abrangendo duas sub-bacias. Cada expedição ocorreu durante a estação seca do respectivo ano. Foram avaliados cinco rios tributários nas sub-bacias do Mamoré e Iténez, localizadas no departamento de Beni, Bolívia (Tabela 2.1).

Tabela 2.1. Contagens realizadas durante as expedições de 2019, 2021 e 2022 nas sub-bacias dos rios Mamoré e Iténez durante a estação seca.

Rio	Data	Sobrevoos	Minutos analisados
Tijamuchi	Agosto - 2019	2	70
Mamore	Agosto - 2021	2	30
Isiboro	Agosto - 2021	1	25
Pojije	Agosto - 2021	1	25
San Martin	Outubro - 2021	3	100
Blanco	Outubro - 2021	1	25
Mamore	Julho - 2022	2	45
Apere	Julho - 2022	1	25

Essas sub-bacias fazem parte da sub-bacia do rio Madeira, dentro da região Amazônica. A temperatura média na área é de 26,5°C, e a precipitação anual varia entre 1200 e 2400 mm por ano (ALIAGA-ROSSEL, 2002). A umidade relativa varia de 60% em agosto a 77% em janeiro e fevereiro (POUILLY & BECK, 2004). Os padrões hidrológicos são diretamente influenciados pela precipitação, com os níveis máximos da água ocorrendo entre dezembro e abril, e os níveis mais baixos entre junho e outubro (ALIAGA-ROSSEL & QUEVEDO, 2011). A vegetação das margens dos rios apresenta características típicas de florestas tropicais de galeria, intercaladas intermitentemente com savanas. Pecuária, pesca e agricultura em pequena escala são as principais atividades econômicas das comunidades indígenas ribeirinhas. O rio Mamoré é um rio de águas brancas de origem andina, caracterizado por ser básico, turvo e de condutividade média, além de ser rico em nutrientes e presas. É um dos principais rios do país, recebendo vários afluentes e tributários ao longo do seu percurso. Em contraste, os rios tributários selecionados para este estudo possuem características de águas mistas e claras, sendo de origem local, ácidos, com baixa presença de sedimentos em suspensão e baixa condutividade. Em ambos os casos, a transparência da água é reduzida.

Drones foram utilizados para realizar levantamentos nos rios Mamoré, Tijamuchi, Isiboro, Pojije e Apere, na sub-bacia do Mamoré, bem como nos rios San Martín e Blanco, na sub-bacia do Iténez (Figura 2.1).



Fonte: Elaboração própria

Figura 2.1. Área de estudo compreende os sobrevoos com drones realizados em diversos rios tributários dentro da sub-bacia do Alto Madeira, localizada no Departamento de Beni, Bolívia. Gráfico extraído do GUIZADA & ALIAGA-ROSSEL, 2024.

O projeto consistiu em duas metodologias destinadas a aprimorar a contagem do BAB em uma área específica, realizando levantamentos simultâneos por embarcações e drone. Essa abordagem permitiu a contagem simultânea dos animais e proporcionou uma cobertura mais ampla de sua distribuição.

2.3.2. Método de levantamento de dados com barcos

Os métodos de barco e drone foram realizados simultaneamente. Para o transecto tradicional com barco, foram seguidas as metodologias padronizadas descritas e discutidas em detalhes por ALIAGA-ROSSEL (2002) e GUIZADA & ALIAGA-ROSSEL (2016). O barco manteve uma velocidade constante variando de 7 a 10 km/h nos afluentes e de 10 a 15 km/h nos rios principais, com a velocidade real influenciada pela correnteza. Os transectos foram realizados entre 07:00 e 18:00, com uma pausa de 1 a 2 horas ao meio-dia. Os levantamentos precisavam

ser realizados sob boas condições de visibilidade e, caso o clima fosse desfavorável (chuva ou ventos fortes), eram temporariamente interrompidos.

Para cada encontro com o BAB, foi registrado o número de indivíduos, considerando-se como grupo aqueles dentro de um raio de 25 m. Dois observadores foram posicionados em cada lado da proa do barco, cobrindo um total de 120°, com um ângulo de detecção de 60° para cada um. Para verificar os encontros com os botos, uma terceira pessoa observava e contava o número de indivíduos a partir da popa do barco.

A localização por GPS, o horário do dia, a largura do rio e o tamanho do grupo foram registrados para cada avistamento de um BAB. Os observadores anotavam o número de botos por avistamento sempre que identificavam um indivíduo ou um grupo; o termo "grupo" foi usado para descrever um conjunto de indivíduos que estavam juntos ou aparentavam estar reunidos dentro de uma área de 25 metros entre eles. Os locais onde os grupos tinham mais de três indivíduos foram selecionados para sobrevoos com drones. Além disso, pontos de controle sem detecção de botos pelos métodos convencionais foram selecionados aleatoriamente para sobrevoos e gravações com drones. Os dados comparáveis entre os dois métodos corresponderam a um segmento do transecto convencional, abrangendo 500 metros a montante e 500 metros a jusante do ponto de sobrevoos.

2.3.3. Método de levantamento de dados com drone

A coleta de dados com drones foi realizada utilizando um drone do modelo DJI Mavic 2 Zoom, equipado com quatro motores de asa rotativa. As gravações de vídeo foram capturadas em resolução 4K (4096 x 2160 pixels) a 30 quadros por segundo. Cada decolagem foi realizada a partir das margens dos rios, preferencialmente em praias ou áreas abertas localizadas a pelo menos 500 m do ponto de observação, a fim de minimizar distúrbios durante a decolagem e garantir um retorno seguro. O drone decolava após uma espera de 5 minutos, reduzindo qualquer possível impacto causado pela chegada do barco ao local. Os voos foram mantidos a uma altitude entre 25 e 50 metros acima do nível da água para minimizar distúrbios (FETTERMAN et al., 2019). A distância máxima de voo a partir do ponto de decolagem foi de 500 m, com duração mínima de 15 minutos e velocidade máxima de 25 km/h. As condições climáticas para os voos foram restritas a ambientes favoráveis,

evitando chuva e garantindo ventos de intensidade leve a moderada (inferiores a 10 nós). A câmera foi posicionada em um ângulo de 25 a 35° em relação ao horizonte para reduzir o reflexo solar, seguindo as recomendações de BARRETO et al. (2021). Após atingir a altitude padronizada, o drone foi manualmente navegado até a área de interesse. As gravações foram segmentadas em blocos de 5 minutos, a fim de reduzir o tamanho dos arquivos.

As gravações feitas pelo drone foram reproduzidas na tela de 40 polegadas e analisadas por um único observador treinado, em velocidade normal de reprodução, para registrar o número de indivíduos por grupos. Caso necessário, a reprodução foi pausada para ampliar a imagem ou executada quadro a quadro, garantindo uma análise detalhada para maximizar a detecção dos animais presentes. Para assegurar a precisão dos dados, pelo menos dois observadores realizaram as contagens de forma independente (ou seja, contagens cegas), seguindo a mesma metodologia e utilizando monitores de alta resolução (BARRETO et al., 2021; FETTERMANN et al., 2022; DE OLIVEIRA et al., 2023).

2.3.4. Permissões e Regulamentações

O uso de drones na área seguiu rigorosamente as permissões obtidas e foi devidamente reportado à Autoridade Nacional de Aviação (*Dirección General de Aeronáutica Civil - DGAC*), com os pilotos possuindo licenças de aviação válidas e as certificações relevantes. As autorizações foram processadas virtualmente por meio da plataforma designada (<https://www.dgac.gob.bo/drones>). As permissões para navegação e contagem de golfinhos pelos métodos convencionais foram concedidas sob a licença de pesquisa MMAYA/VMABCCGDF/DGABP/MEG N°0218/2022.

2.3.5. Análise de dados

Foram utilizados dois modelos lineares de efeitos mistos, incorporando estruturas de erro de Poisson e binomial negativa, implementados por meio da função *glmmTMB* no pacote *glmmTMB* (MAGNUSSON et al., 2017) no software R-4.5.0 (R CORE TEAM, 2024), adotando um nível de significância de 0,05. A contagem de indivíduos foi a variável independente e o método de contagem (por barco ou drone) foi considerado como variável preditora. Enquanto os rios onde os dados foram coletados foram tratados como interceptos aleatórios em ambos os modelos mistos. A seleção do modelo foi baseada no menor valor do

Critério de Informação de Akaike (AIC), e a validação foi realizada utilizando o pacote Dharma (HARTIG, 2021).

2.4. RESULTADOS

Foram analisados 345 minutos de gravações. O número de BABs observados pelo método convencional (por barco) em cada subsegmento do transecto variou de 0 a 19, enquanto as contagens obtidas por levantamentos aéreos (por drone) variaram de 1 a 49 BABs, dependendo do rio (Tabela 2.2).

Em média, as contagens realizadas por drones foram significativamente maiores ($p < 0,05$), detectando 3,16 vezes² mais indivíduos ($M = 9,2$; $DP = 9,37$) em comparação com as contagens por barco ($M = 3,1$; $DP = 3,03$) (Tabela 2.3; Figura 2.2). As contagens por drone foram mais elevadas principalmente em locais onde os grupos tinham mais de três indivíduos, resultando em estimativas congruentes entre os dois métodos (Figura 2.2).

Tabela 2.2. Número de avistamentos acumulados com cada método para cada rio.

Rio	# BAB – Barco	# BAB Drone
Tijamuchi	2	9
Mamore	2	5
Isiboro	2	10
Pojije	6	18
San Martin	19	49
Blanco	0	1
Apere	4	6

² Errata da publicação original

Tabela 2.3. Resultados do modelo linear de efeitos mistos ajustados para explicar a diferença no número de BABs observados (contagens obtidas por drones menos contagens obtidas por barco) dependendo do rio analisado.

Efeito aleatório	Variância	SD		
Rio	0.7138	0.8449		
Efeito fixo	Estimador	SE	Z	Pr(> z)
Intercepto	0.7519	0.4676	1.608	0.1079
Método com Drone	1.1513	0.3553	3.240	0.0012**

*Valor de $p < 0.01$

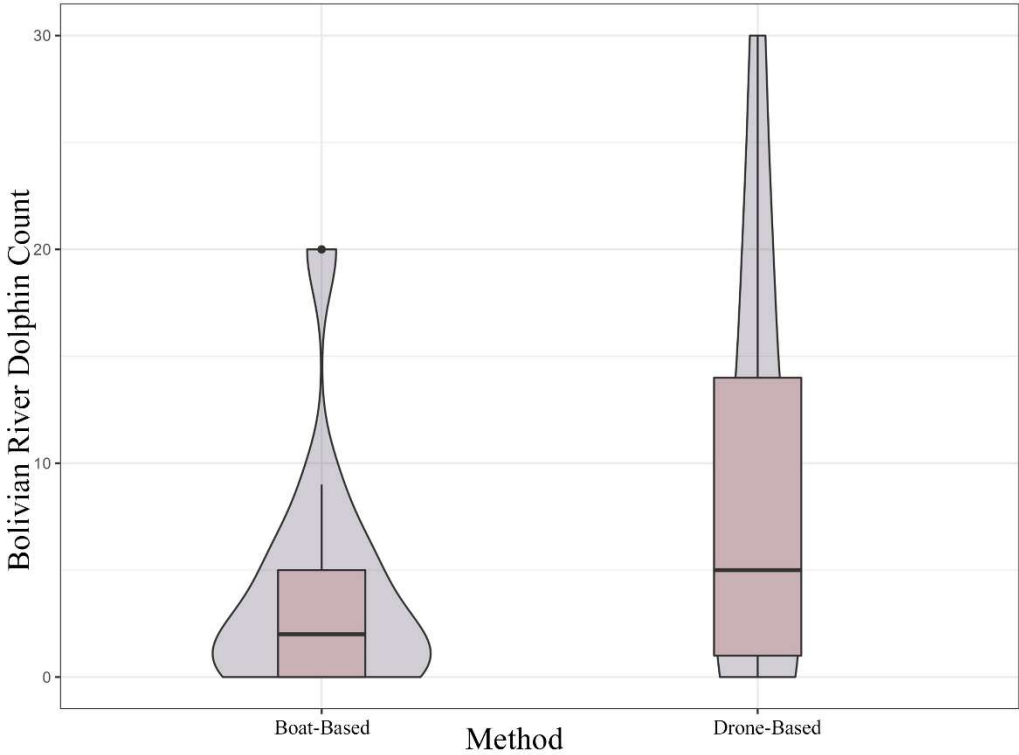


Figura 2.2. Gráfico de violino do tamanho mediano dos grupos registrados por meio de levantamentos baseados em barco e drone (UAV) a partir de 20 encontros independentes com o boto-da-amazônia-boliviana (*Inia boliviensis*) entre agosto de 2019 e julho de 2022 nos rios do Departamento de Beni, Bolívia. Gráfico extraído de GUIZADA & ALIAGA-ROSSEL, 2024.

2.5. DISCUSSÃO

Nossos resultados indicam uma diferença significativa nas contagens de BAB utilizando drones em comparação com os métodos de levantamento de dados baseados em barcos. Esses resultados apoiam nossa hipótese inicial de que estudos baseados em drones são mais acurados do que levantamentos feitos a partir de barcos para a contagem do número de indivíduos em grupos de botos. Nossas descobertas são consistentes com estudos sobre golfinhos que utilizaram métodos aerostáticos no Brasil (FÜRSTENAU et al., 2017), helicópteros (KELAHHER et al., 2019) e tanto aviões quanto helicópteros (SUCUNZA et al., 2022). Nessas pesquisas, a precisão e a exatidão das estimativas populacionais foram aprimoradas em comparação com observações feitas num ponto fixo.

2.5.1. Limitações e vantagens de ambos os métodos

Os cetáceos são visíveis apenas por curtos períodos de tempo na superfície, o que pode levar a subestimações visuais do tamanho dos grupos (BOYD et al., 2019). Diferente de outras espécies de golfinhos do mar, os BABs não são acrobáticos e seu tempo de emersão para respirar é breve, geralmente expondo apenas parte do espiráculo (ALIAGA-ROSSEL, 2002; ALIAGA-ROSSEL & ESCOBAR-WW, 2020). Além disso, determinar o número exato de indivíduos em um grupo, em muitas espécies de cetáceos, pode ser complexo (GERRODETTE et al., 2019), pois eles podem continuar se movendo, emergir com mais frequência ou se aproximar de vários indivíduos simultaneamente. A perspectiva aérea oferecida pelas imagens de drones pode reduzir substancialmente as chances de que os animais passem despercebidos dentro da área de estudo (KELAHHER et al., 2019).

Identificar individualmente os BABs desde um barco pode ser uma tarefa desafiadora, especialmente em cenários onde vários botos emergem simultaneamente, quando há filhotes no grupo ou quando esses animais elusivos submergem e permanecem abaixo da superfície por longos períodos (ALIAGA-ROSSEL et al., 2006; FÜRSTENAU et al., 2017; ALIAGA-ROSSEL & ESCOBAR-WW, 2020; FETTERMANN et al., 2022). Além disso, os golfinhos exibem movimentos rápidos e podem mudar de direção e velocidade ao emergir ou mergulhar, muitas vezes de forma assíncrona. Os botos podem realizar curvas em “U”

instantaneamente (WILSON, et al., 1999), aumentando as chances de erro na contagem, podendo levar a um viés caso os dados sejam utilizados em estimativas populacionais.

Nos métodos convencionais desde barcos, os tamanhos dos grupos são inicialmente estimados, geralmente em estudos envolvendo botos, onde o termo "grupo" se refere ao número total de animais observados ou a uma aparente agregação dentro de um rádio de 25 metros. Vale destacar que essa definição de grupo difere da tradicional, pois não leva em consideração estrita uma coesão social ou as interações entre os botos observados (ALIAGA-ROSSEL, 2002). Posteriormente, essas estimativas poderiam ser confirmadas ou ajustadas por meio de técnicas de fotoidentificação, embora (TRUJILLO, 1994) também tenha discutido a baixa eficácia desse método para botos na Amazônia. No entanto, essa abordagem pode não ser igualmente aplicável a essas espécies (HUPMAN et al., 2018), devido à sua natureza tímida e à turbidez da água, o que dificulta a captura de imagens completas de cada indivíduo em um grupo, além das marcas não permanentes, especialmente em áreas como meandros, grandes curvas ou lagoas. Em contraste, levantamentos feitos com drones para pequenos cetáceos oferecem a vantagem de contar a maioria dos indivíduos presentes, o que se mostra particularmente útil ao estudar grandes grupos que emergem simultaneamente (FÜRSTENAU et al., 2017; FETTERMAN et al., 2022).

Similar a OLIVEIRA-DA-COSTA et al. (2020), encontramos que o uso de câmeras de alta resolução e a análise detalhada das gravações melhoraram as taxas de detecção e permitiram uma melhor diferenciação entre indivíduos. Observadores em embarcações frequentemente tendem a focar em eventos isolados, enquanto a contagem por drones possibilita a observação de múltiplos grupos ocorrendo simultaneamente em uma área maior, resultando em uma avaliação mais abrangente (OLIVEIRA-DA-COSTA et al., 2020). Além disso, os drones oferecem maior precisão na contagem, especialmente para grupos com mais de três indivíduos. O caso mais extremo foi observado no rio San Martín, onde as contagens feitas com drones foram 3,5 vezes superiores às feitas a partir de embarcações, principalmente devido ao tipo de águas do rio, caracterizada por águas claras. ALIAGA-ROSSEL & ESCOBAR-WW (2020) também relataram experiências semelhantes ao comparar uma metodologia de levantamento convencional com capturas diretas de BAB para fins de resgate. Após a extração completa dos indivíduos, descobriram que apenas cerca de 40% dos

avistamentos coincidiam com as estimativas convencionais (n=10 para a estimativa convencional, n=26 para as capturas). Embora os autores tenham explicado detalhadamente o comportamento incomum dos botos aprisionados, destacaram as limitações do método e a impossibilidade de observá-los nas águas turvas do rio, sugerindo que o método padronizado de observação direta, amplamente utilizado, pode subestimar o tamanho das populações de botos nos rios.

2.5.2. Influência ambiental

As características ambientais, como o tipo de água, também influenciaram as diferenças entre as contagens realizadas por drones e por barco. Os rios San Martín e Blanco fazem parte da Bacia do Rio Iténez, caracterizada por águas claras com menor quantidade de material orgânico e nutrientes, resultando em maior transparência em comparação com os rios tributários da sub-bacia do Mamoré, como Tijamuchi, Isiboro, Mamoré, Apere e Pojije, que possuem águas brancas e turvas (CHARRIÈRE et al., 2004; POUILLY & BECK, 2004). A transparência das águas claras permite contagens mais precisas a partir de uma perspectiva aérea, mesmo quando os botos passam a maior parte do tempo submersos. Dessa forma, ambientes com águas mais claras podem ser mais recomendados para estudos com drones voltados ao comportamento dos animais (Figura 2.3³).

³ Material complementar na publicação de *aquatic mammals*.



Figura 2.3. Imagens aéreas de drone para a contagem do *boto-da-amazônia-boliviana* (*Inia boliviensis*, BAB): (Acima) rio de águas claras e (embaixo) rio de águas brancas. Extraído de GUIZADA & ALIAGA-ROSSEL, 2024.

2.5.3. Potencial tecnológico e direções futuras

Os avanços tecnológicos rápidos e sua aplicação na conservação da vida selvagem têm, sem dúvida, proporcionado contribuições valiosas em diversas disciplinas (FÜRSTENAU et al., 2017; RAOULT et al., 2020; FETTERMANN et al., 2022). Essas ferramentas tornaram-se mais precisas e acessíveis, oferecendo um grande potencial. No entanto, é fundamental garantir sua utilização ética, pois práticas inadequadas de voo, como voar em altitudes inapropriadas ou por períodos prolongados, podem perturbar o comportamento da fauna estudada e ter efeitos prejudiciais.

Drones de curta duração de voo, conhecidos como multirrotores, estão sendo equipados com câmeras de infravermelho e infravermelho próximo, permitindo a medição da temperatura de animais visíveis do ar (HARVEY et al., 2016; WOSNICK et al., 2018). Eles também podem carregar altímetros a laser para aumentar a precisão na fotogrametria e no processamento estrutural (DAWSON et al., 2017). No entanto, o aumento da resolução das câmeras e o gerenciamento dos dados geram desafios, pois vídeos de alta resolução produzem

grandes volumes de dados, tornando o armazenamento em campo mais complexo e dispendioso (RAOULT et al., 2020). Além disso, a autonomia limitada das baterias é um fator restritivo, especialmente em drones comerciais com tempos de voo inferiores a 30 minutos (RAOULT et al., 2020). A substituição da bateria interrompe o monitoramento e pode dificultar a localização dos animais de interesse, enquanto o cansaço do piloto pode se tornar um problema em voos manuais prolongados. Em áreas remotas sem acesso a fontes de energia, carregar baterias sem unidades extras pode ser um grande desafio, aumentando os custos operacionais do uso de drones.

A incorporação de tecnologia na pesquisa da vida selvagem tem o potencial de melhorar a qualidade dos dados; no entanto, também gera conjuntos de dados maiores, que geralmente exigem processamento manual, aumentando o tempo necessário e o risco de erros humanos (OLIVEIRA-DA-COSTA et al., 2020). O desenvolvimento de técnicas de aprendizado de máquina oferece uma abordagem complementar e potencialmente transformadora. O aprendizado de máquina pode automatizar a análise de imagens, reduzindo esses vieses e otimizando o processamento de dados (HODGSON et al., 2017; ADAMS, 2018; DE OLIVEIRA et al., 2023). Ao aproveitar esses avanços, os pesquisadores podem aumentar a precisão e aprimorar a eficiência geral dos estudos sobre a vida selvagem, abrindo caminho para um futuro mais objetivo e baseado em dados.

Para acompanhar os avanços tecnológicos, recomenda-se que estudos futuros priorizem a padronização de metodologias específicas para cada espécie sob investigação, levando em consideração fatores éticos na pesquisa. Os estudos com drones oferecem a vantagem de serem menos intrusivos em comparação com abordagens tradicionais (MANN, 2000), além de aumentarem a precisão na contagem de indivíduos. Assim, é altamente provável que os drones substituam gradualmente os métodos convencionais, proporcionando dados mais abrangentes e confiáveis para a gestão e conservação da fauna silvestre.

REFERÊNCIAS

- Adams, W. M. (2018). Conservation by algorithm. *Oryx*, 52(1), 1-2.
- 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.
- Aliaga-Rossel, E., & Escobar-WW, M. (2020). Translocation of trapped Bolivian river dolphins (*Inia boliviensis*). *J. Cetacean Res. Manage.*, 21(1), 17-23.
- Aliaga-Rossel, E., & Guizada-Duran, L. A. (2017). Encounter rates of the Bolivian river dolphin (*Inia boliviensis*) in northeastern Bolivia. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 12(1-2), 45-49. doi:<https://doi.org/10.5597/lajam00240>
- Aliaga-Rossel, E., & Guizada-Duran, L. A. (2020). Bolivian river dolphin site preference in the middle-section of Mamoré River, upper Madeira river basin, Bolivia. *Therya*, 11(3), 459-465.
- Aliaga-Rossel, E., Guizada-Duran, L. A., Beerman, A., Alcocer, A., & Morales, C. (2012). Distribución y estado poblacional del bufeo boliviano (*Inia boliviensis*) en cuatro ríos tributarios de la subcuenca del Río Mamoré. *Ecología en Bolivia*, 47(2)(1605-2528), 134-142.
- Aliaga-Rossel, E., & McGuire, T. (2010). Iniidae. In R. B. Wallace, H. Gómez, Z. R. Porcel, & D. I. Rumiz (Eds.), *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Centro de Difusión Simón I. Patiño.
- Aliaga-Rossel, E., McGuire, T., & Hamilton, H. (2006). Distribution and encounter rates of the river dolphin (*Inia geoffrensis boliviensis*) in the central Bolivian Amazon. *Journal Cetacean Research and Managment*, 8(1), 87-92.
- Aliaga-Rossel, E., & Quevedo, S. (2011). The Bolivian river dolphin in the Tijamuchi and Ibare rivers (Upper Madeira Basin) during the Rainy season in "la niña" event. *Mastozoología Neotropical*, 18(2), 293-299.
- Angliss, R., Ferguson, M., Hall, P., Helker, V., Kennedy, A., & Sformo, T. (2018). Comparing manned to unmanned aerial surveys for cetacean monitoring in the Arctic: methods and operational results. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 6(3), 109-127.

- Aramayo, P. (2010). *Distribución y abundancia del bufeo (Inia boliviensis) en el río Yacuma, Beni, Bolivia*. (Licenciatura). Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.
- Bailes, E. J., Patrick, J. G., & Glover, B. J. (2018). An analysis of the energetic reward offered by field bean (*Vicia faba*) flowers: Nectar, pollen, and operative force. *Ecology and evolution*, 8(6), 3161-3171.
- Barreto, J., Cajaiba, L., Teixeira, J. B., Nascimento, L., Giacomo, A., Barcelos, N., . . . Martins, A. (2021). Drone-monitoring: Improving the detectability of threatened marine megafauna. *Drones*, 5(1), 14.
- Best, R., & da-Silva, V. (1989). Biology, status and conservation of *Inia geoffrensis* in the Amazon and Orinoco river basin. In W. F. Perrin, R. L. Brownell Jr, Z. Kaiya, & L. Jiankang (Eds.), *Biology and conservation of the river dolphins, International Union For Conservation Of Nature And Natural Resource (IUCN)* (pp. 23-34). Gland, Switzerland.: Species Survival Commission.
- Boyd, C., Hobbs, R. C., Punt, A. E., Shelden, K. E., Sims, C. L., & Wade, P. R. (2019). Bayesian estimation of group sizes for a coastal cetacean using aerial survey data. *Marine Mammal Science*, 35(4), 1322-1346.
- Boyd, C., & Punt, A. E. (2021). Shifting trends: Detecting changes in cetacean population dynamics in shifting habitat. *PLOS one*, 16(5), e0251522.
- Caughley, G. (1994). Directions in conservation biology. *Journal of animal ecology*, 215-244.
- Charrière, M., Bourrel, L., Gautier, E., & Pouilly, M. (2004). División geomorfológica del río Mamoré. In M. Pouilly, S. Beck, M. Moraes, & C. Ibañez (Eds.), *Diversidad biológica en la llanura de inundación del río Mamoré. Importancia ecológica de la dinámica fluvial*. (pp. 78-94). Santa Cruz, Bolivia: Centro de Ecología Simón I. Patiño.
- Clarke, P. J., Cubaynes, H. C., Stockin, K. A., Olavarria, C., de Vos, A., Fretwell, P. T., & Jackson, J. A. (2021). Cetacean strandings from space: challenges and opportunities of very high resolution satellites for the remote monitoring of cetacean mass strandings. *Frontiers in Marine Science*, 1448.

- Crimmins, S. M., McKann, P. C., Szymanski, J. A., & Thogmartin, W. E. (2014). Effects of cave gating on population trends at individual hibernacula of the Indiana bat (*Myotis sodalis*). *Acta Chiropterologica*, 16(1), 129-137.
- da Silva, V., & Martin, A. R. (2018). Amazon river dolphin: *Inia geoffrensis*. In *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 21-24): Elsevier.
- Dawson, S., Wade, P., Slooten, E., & Barlow, J. (2008). Design and field methods for sighting surveys of cetaceans in coastal and riverine habitats.
- Dawson, S. M., Bowman, M. H., Leunissen, E., & Sirguy, P. (2017). Inexpensive aerial photogrammetry for studies of whales and large marine animals. *Frontiers in Marine Science*, 4, 366.
- de Oliveira, L. L., Andriolo, A., Cremer, M. J., & Zerbini, A. N. (2023). Aerial photogrammetry techniques using drones to estimate morphometric measurements and body condition in South American small cetaceans. *Marine Mammal Science*.
- Dwyer, S., Kozmian-Ledward, L., & Stockin, K. (2014). Short-term survival of severe propeller strike injuries and observations on wound progression in a bottlenose dolphin. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 48(2), 294-302.
- Fettermann, T., Fiori, L., Bader, M., Doshi, A., Breen, D., Stockin, K. A., & Bollard, B. (2019). Behaviour reactions of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) to multirotor Unmanned Aerial Vehicles (UAVs). *Scientific Reports*, 9(1), 8558.
- Fettermann, T., Fiori, L., Gillman, L., Stockin, K. A., & Bollard, B. (2022). Drone surveys are more accurate than boat-based surveys of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Drones*, 6(4), 82.
- Fürstenau Oliveira, J. S., Georgiadis, G., Campello, S., Brandão, R. A., & Ciuti, S. (2017). Improving river dolphin monitoring using aerial surveys. *Ecosphere*, 8(8), e01912.
- Friass P., M., Almeida, R. M., Trujillo, F., Melo-Santos, G., Marmontel, M., Pavanato, H. J., . . . Zerbini, A. N. (2020). On the brink of isolation: Population estimates of the Araguaian river dolphin in a human-impacted region in Brazil. *PLOS one*, 15(4), e0231224.
- Frias P., M., Trujillo, F., Marmontel, M., Mosquera-Guerra, F., Paitach, R. L., Julião, H. P., . . . Escobar Wilson White, M. (2021). Density and Abundance Estimation of Amazonian River Dolphins:

Understanding Population Size Variability. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(11), 1184. doi:<https://doi.org/10.3390/jmse9111184>.

Gerrodette, T., Perryman, W. L., & Oedekoven, C. S. (2019). Accuracy and precision of dolphin group size estimates. *Marine Mammal Science*, 35(1), 22-39.

Gomez-Salazar, C., Portocarrero-Aya, M., & Whitehead, H. (2012). Population, density estimates and conservation of river dolphins (*Inia* and *Sotalia*) in the Amazon and Orinoco river basins. *Marine Mammal Science*, 28(1), 124-153. doi:10.1111/j.1748-7692.2011.00468.x

Gravena, W., da Silva, V., da Silva, M., Farias, I. P., & Hrbek, T. (2015). Living between rapids: genetic structure and hybridization in the botos (Cetacea: Iniidae: *Inia* spp.) of the Madeira River, Brazil. *Biological Journal of the Linnean Society*.

Guerra, M., & Dawson, S. (2016). Boat-based tourism and bottlenose dolphins in Doubtful Sound, New Zealand: The role of management in decreasing dolphin-boat interactions. *Tourism Management*, 57, 3-9.

Guerra, M., Dawson, S., Brough, T., & Rayment, W. (2014). Effects of boats on the surface and acoustic behaviour of an endangered population of bottlenose dolphins. *Endangered Species Research*, 24(3), 221-236.

Guizada-Duran, L. A., & Aliaga-Rossel, E. (2016). Population data of the Bolivian river dolphin (*Inia boliviensis*) in Mamore River, Upper Madeira Basin. *Aquatic mammals*, 42(3), 330-338. doi:<https://doi.org/10.1578/AM.42.3.2016.330>

Hartig, F. (2021). DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models. R package version 0.2. 0.(2018). In.

Harvey, M., Rowland, J., & Luketina, K. (2016). Drone with thermal infrared camera provides high resolution georeferenced imagery of the Waikite geothermal area, New Zealand. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 325, 61-69.

Herman, L. M., Fersen, L. V., & Solangi, M. (1996). The bufeo (*Ina geoffrensis*) in the rio Lagarto Cocha of the ecuadorian amazon. *Marine Mammal Science*, 12(1), 118-125.

Hodgson, A., Kelly, N., & Peel, D. (2013). Unmanned aerial vehicles (UAVs) for surveying marine fauna: a dugong case study. *PLOS one*, 8(11), e79556.

Hodgson, A., Peel, D., & Kelly, N. (2017). Unmanned aerial vehicles for surveying marine fauna: assessing detection probability. *Ecological applications*, 27(4), 1253-1267.

Hupman, K., Stockin, K. A., Pollock, K., Pawley, M. D., Dwyer, S. L., Lea, C., & Tezanos-Pinto, G. (2018). Challenges of implementing Mark-recapture studies on poorly marked gregarious delphinids. *PLOS one*, 13(7), e0198167.

Kelaher, B. P., Peddemors, V. M., Hoade, B., Colefax, A. P., & Butcher, P. A. (2019). Comparison of sampling precision for nearshore marine wildlife using unmanned and manned aerial surveys. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 8(1), 30-43.

Layne, J. N. (1958). Observations on freshwater dolphins in the upper Amazon. *Journal of Mammalogy*, 39(1), 1-22.

Magnusson, A., Skaug, H., Nielsen, A., Berg, C., Kristensen, K., Maechler, M., . . . Brooks, M. M. (2017). Package ‘glmmTMB’. *R Package Version 0.2. 0*.

Magnusson, W. E., Best, R. C., & Da Silva, V. (1980). Numbers and behaviour of Amazonian dolphins, *Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis*, in the Rio Solimões, Brasil. *Volume 8, Número 1, Pags. 27-32*.

Mann, J. (2000). *Cetacean societies: field studies of dolphins and whales*: University of Chicago Press.

Martin, A. R., & da Silva, V. (2004a). Number, seasonal movements, and residency characteristics of river dolphins in an Amazonian floodplain lake system. *Canadian Journal of Zoology*, 82(8), 1307-1315.

Martin, A. R., & da Silva, V. (2004b). River dolphins and flooded forest: seasonal habitat use and sexual segregation of botos (*Inia geoffrensis*) in an extreme cetacean environment. *J. Zool., Lond.*, 263, 295-305. doi:DOI:10.1017/S095283690400528X.

- May-Collado, L. J., & Quiñones-Lebrón, S. G. (2014). Dolphin changes in whistle structure with watercraft activity depends on their behavioral state. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 135(4), EL193-EL198.
- McGuire, T. (2002). *Distribution and abundance of river dolphins in the Peruvian Amazon*. (Doctor of Philosophy). Texas A&M University, Usa.
- Morales, C. (2012). *Abundancia relativa de bufeo (Inia boliviensis) a lo largo de gradientes ambientales en los ríos Apere, Ichilo y Mamoré*. . (Licenciatura). Universidad Mayor de San Simón, Cochabamba, Bolivia.
- Mosnier, A., Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., Lesage, V., Measures, L., & Hammill, M. (2015). Insights into processes of population decline using an integrated population model: the case of the St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*). *Ecological Modelling*, 314, 15-31.
- Mosquera-Guerra, F., Trujillo, F., Aya-Cuero, C., Franco-León, N., Valencia, K., Vasquez, A., . . . Mantilla-Meluk, H. (2020). Population estimate and identification of major conservation threats for the river dolphin (*Inia geoffrensis humboldtiana*) at the Colombian Orinoquia. *Therya*, 11(1), 9-21.
- Nowak, M. M., Dziób, K., & Bogawski, P. (2018). Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) in environmental biology: A review. *European Journal of Ecology*, 4(2), 56-74.
- Oliveira-da-Costa, M., Marmontel, M., Da-Rosa, D. S., Coelho, A., Wich, S., Mosquera-Guerra, F., & Trujillo, F. (2020). Effectiveness of unmanned aerial vehicles to detect Amazon dolphins. *Oryx*, 54(5), 696-698.
- Pavanato, H., Salazar, C. G., Lima, D., Paschoalini, M., Ristau, N., & Marmontel, M. (2019). Density, abundance and group size of river dolphins (*Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis*) in central Amazonia, Brazil. *J. Cetacean Res. Manage.*, 20(1), 93-100.
- Pavanato, H. J., Melo-Santos, G., Lima, D. S., Portocarrero-Aya, M., Paschoalini, M., Mosquera, F., . . . Maretti, C. (2016). Risks of dam construction for South American river dolphins: a case study of the Tapajós River. *Endangered Species Research*, 31, 47-60.

- Pilleri, G., & Gahr, M. (1977). Observations on the Bolivian (*Inia geoffrensis* d' Orbigny, 1834) and the Amazonian Bufo (*Inia geoffrensis* de Blainville, 1817) with description of a new subspecies (*I. geoffrensis humboldtiana*). *Investigation on Cetacean*, 8, 11-76.
- Pouilly, M., & Beck, S. (2004). Geografía General. In M. Pouilly, S. Beck, M. Moraes, & C. Ibañez (Eds.), *Diversidad biológica en la llanura de inundación del río Mamoré. Importancia ecológica de la dinámica fluvial*. (pp. 15-26). Santa Cruz, Bolivia: Centro de Ecología Simón I. Patiño.
- R Core Team. (2024). R: A language and environment for statistical computing. . Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, .
- Raoult, V., Colefax, A. P., Allan, B. M., Cagnazzi, D., Castelblanco-Martínez, N., Ierodiaconou, D., . . . Pirota, V. (2020). Operational protocols for the use of drones in marine animal research. *Drones*, 4(4), 64.
- Salinas-Mendoza, A. (2007). *Distribución y estado poblacional del bufo (Inia boliviensis) en los ríos Blanco y San Martín (Cuenca del río Iténez)*. (Licenciatura). Universidad Mayor de San Simón, Cochabamba, Bolivia.
- Sucunza, F., Danilewicz, D., Andriolo, A., de Castro, F. R., Cremer, M., Denuncio, P., . . . Perez, M. S. (2022). Assessing bias in aerial surveys for cetaceans: Results from experiments conducted with the franciscana dolphin. *Frontiers in Marine Science*, 9, 1016444.
- Trujillo Gonzales, F. (1994). The use of photoidentification to study the Amazon river dolphin, *Inia geoffrensis*, in the Colombian Amazon. *Marine Mammal Science*, 10(3), 348-353.
- Vidal, O. (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(3), 427-445.
- Williams, R., Moore, J. E., Gomez-Salazar, C., Trujillo, F., & Burt, L. (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.
- Wilson, B., Hammond, P. S., & Thompson, P. M. (1999). Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological applications*, 9(1), 288-300.

Wosnick, N., Navas, C. A., Niella, Y. V., Monteiro-Filho, E. L., Freire, C. A., & Hammerschlag, N. (2018). Thermal imaging reveals changes in body surface temperatures of blacktip sharks (*Carcharhinus limbatus*) during air exposure. *Physiological and Biochemical Zoology*, 91(5), 1005-1012.

CAPÍTULO 3. AVALIAÇÃO DA ACÚSTICA PASSIVA COMO FERRAMENTA PARA O ESTUDO DO BOTO -DA-AMAZÔNIA-BOLIVIANA

RESUMO

O monitoramento acústico passivo (PAM) revolucionou a forma como os cetáceos marinhos e de água doce são estudados, fornecendo dados de alta resolução temporal sobre sua atividade, padrões de distribuição e uso do habitat. Este estudo representa o primeiro esforço sistemático de detecção acústica do boto-da-amazônia-boliviana (*Inia boliviensis*), utilizando a tecnologia F-POD para registrar e analisar os trens de cliques característicos da ecolocalização, no contexto de um projeto mais amplo denominado PAMazon, vinculado à iniciativa SARDI. Com mais de 7.300 horas de gravação, foi possível caracterizar as variações sazonais e diárias na atividade acústica do BAB, estabelecendo uma base inicial para futuras pesquisas e estratégias de conservação. Os resultados revelam que a presença acústica do BAB é influenciada por fatores ambientais, com um aumento significativo da atividade nos meses de janeiro e julho que concordam com tempos de maior movimento de peixes nos rios, sugerindo uma relação com a disponibilidade de presas e a dinâmica sazonal do ecossistema. Além disso, os modelos GAMM identificaram um padrão claro de maior atividade durante a tarde e noite (18h e 22h), particularmente em temperaturas moderadas (22°C–26°C), enquanto temperaturas superiores a 30°C reduzem drasticamente a probabilidade de detecção. Este estudo confirma a utilidade do monitoramento acústico para pesquisas com golfinhos fluviais e destaca a necessidade de expandir o esforço amostral para diferentes habitats. A integração do PAM com outras metodologias permitirá uma melhor compreensão da ecologia e do comportamento do BAB, promovendo estratégias de manejo mais eficazes para sua conservação em um ambiente altamente impactado por atividades humanas.

3.1. INTRODUÇÃO

Compreender a presença espacial e temporal de um organismo é fundamental para ajustar de maneira eficaz qualquer medida de manejo e conservação (GUISAN et al., 2013). No caso dos cetáceos, conhecer seus padrões de atividade é essencial para avaliar os potenciais impactos decorrentes de atividades humanas ou ameaças naturais por meio de esforços de monitoramento de médio e longo prazo (PAPALE et al., 2017; EVANS, 2018). No entanto, estudar esses animais em seu habitat representa um desafio considerável, pois são altamente móveis e passam a maior parte de sua vida debaixo de água. Além disso, os métodos visuais são limitados à

atividade diurna, o que pode fazer com que os fomentos para ações de manejo negligenciem habitats importantes de ocorrência noturna (BUSCAINO et al., 2015; WILLIAMSON et al., 2017).

Diante dessas limitações, o monitoramento acústico passivo (PAM) pode se desenvolver como uma ferramenta essencial para a pesquisa de espécies acusticamente ativas e seus habitats (MERCHANT et al., 2015). Nos últimos anos, a tecnologia PAM avançou significativamente no campo da ecologia de cetáceos, oferecendo uma alternativa custo-eficiente e independente de fatores como as horas de luz, as condições meteorológicas favoráveis ou a experiência do observador (TREGENZA et al., 2016). Essa técnica permite a obtenção de dados com alta resolução temporal, facilitando a avaliação do tamanho e da abundância populacional (MARQUES et al., 2013; AMUNDIN et al., 2022), o uso do habitat (YAMAMOTO et al., 2016; FLEMING et al., 2018; PALMER et al., 2019), taxas de atividade e comportamento (WILLIAMSON et al., 2017; MURRAY et al., 2022; TODD et al., 2022), embora sua eficácia possa variar de acordo com a espécie avaliada.

O boto-da-amazônia-boliviana (BAB, *I. boliviensis*) é um golfinho de água doce endêmico da alta bacia do rio Madeira, presente nos rios da Amazônia boliviana, incluindo as bacias do Mamoré, Iténez e Madeira, junto a seus tributários (ALIAGA-ROSSEL, 2003; GRAVENA et al., 2014, 2015; ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020b). Essa subespécie apresenta possível tendência de declínio populacional (GUIZADA et al., 2024) e, considerada dentro do *I. geoffrensis*, como "Em Perigo" pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (DA SILVA et al., 2018). Na Bolívia, a crescente pressão antrópica (por exemplo, sobrepesca, desmatamento, poluição, tráfego de embarcações) tem impactado significativamente as populações de BAB, o que motivou a elaboração do Plano de Ação Nacional 2020-2025, focado em preencher as lacunas de informação existentes. Além disso, o BAB foi declarado Patrimônio Natural Nacional (Lei 084/2012), destacando a necessidade de garantir sua proteção legal e desenvolver estratégias de conservação, apesar de os esforços sistemáticos de monitoramento serem escassos e onerosos.

Como todos os odontocetos, o BAB produz uma variedade de sinais acústicos com diferentes propósitos (ZIMMER, 2011). Entre eles, os sons pulsados de alta frequência, comumente chamados de “cliques”, são exclusivos desses mamíferos e estão principalmente associados à ecolocalização, embora em algumas espécies também desempenhem funções de comunicação social (CREMER et al., 2017; MARTIN et al., 2019). Esses cliques, caracterizados por serem

sons rápidos, discretos e de alta frequência, apresentam variações intra e interespecíficas (TYACK & CLARK, 2000; EY & FISCHER, 2009) e são emitidos em sequências (cadeias) ou trens. Esses trens são capturados por dispositivos estáticos conhecidos como PODs (*Porpoise Detectors*), *data loggers* que, na última década, se tornaram uma ferramenta essencial no PAM de cetáceos (IVANCHIKOVA & TREGENZA, 2023). Sua capacidade de detectar e classificar os cliques, somada ao seu custo reduzido e à alta resolução temporal, posiciona esses dispositivos como um método promissor para o monitoramento passivo em larga escala temporal. Isso permite avaliar variações diárias na atividade de ecolocalização, inferir aspectos relacionados ao forrageamento e à ecologia, além de determinar os fatores ambientais que influenciam a presença da espécie para a formulação de estratégias de manejo mais eficazes. Além disso, a detecção acústica facilita a identificação de habitats-chave e dos períodos de maior atividade, especialmente em áreas com alta incidência de atividades antropogênicas.

O uso do habitat pelo BAB varia em função de fatores ambientais espaciais e temporais, dada a diversidade de ambientes onde a espécie ocorre, abrangendo desde rios principais, afluentes e pequenos canais até lagoas, praias de areia rasa, florestas inundadas e planícies aluviais. De acordo com os censos visuais, essa espécie demonstra preferência por áreas com pouca correnteza, como as margens dos rios ou as confluências (MARTIN et al., 2004; GOMEZ-SALAZAR et al. 2012; ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020a). Embora a maioria desses estudos evidencie mudanças no uso do habitat em resposta a variações ambientais espaciais e temporais em larga escala, é provável que também ocorram modificações em escalas menores. É nesse contexto que se insere o primeiro estudo de monitoramento acústico estendido do BAB na Bolívia. Aqui, são descritos os padrões de variação sazonal e diária da atividade acústica do BAB e investigada a relação entre os padrões de ocorrência e as variáveis ambientais. Nossa hipótese propõe que a presença do BAB na área é contínua, com períodos de maior atividade durante os meses de águas baixas (julho-setembro) e padrões diferenciados ao longo do dia.

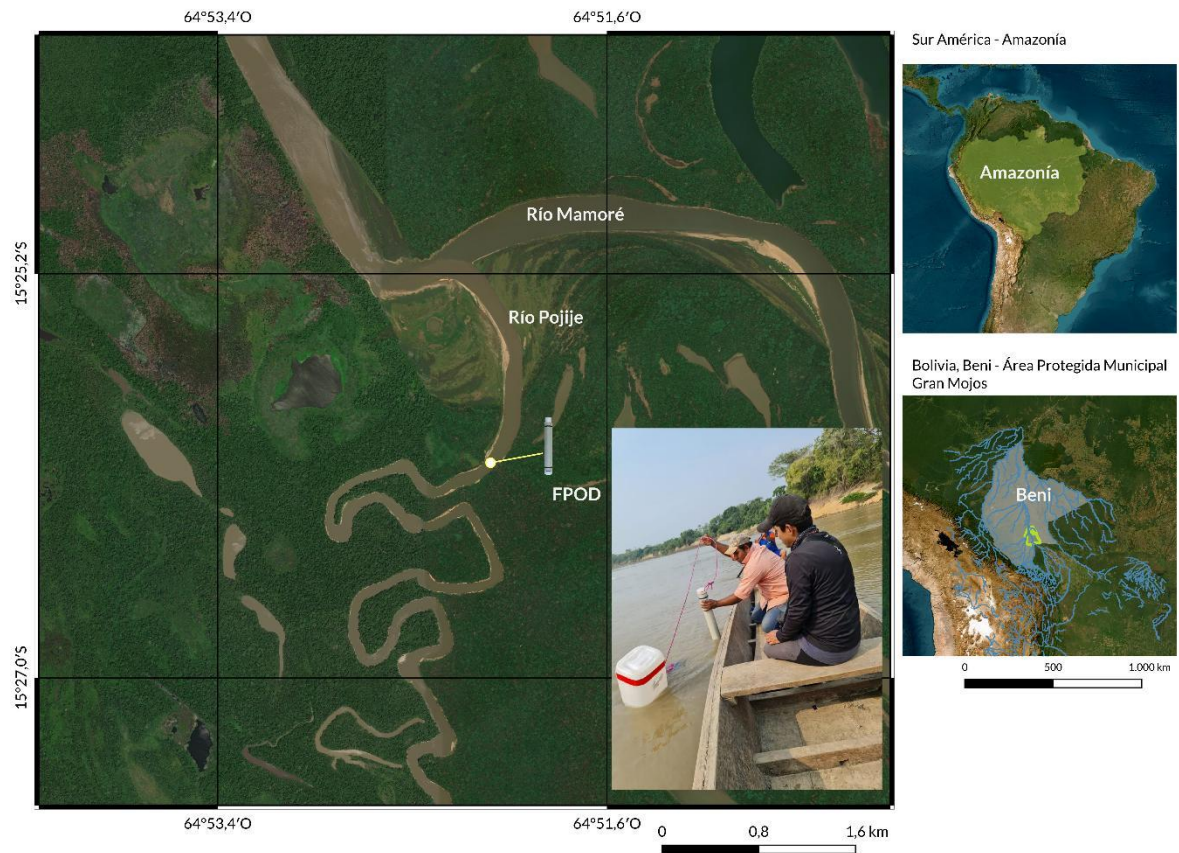
3.2.METODOLOGIA

3.2.1. Área de estudo

A Área Protegida Municipal (APM) Gran Mojos está localizada na região biogeográfica dos Llanos de Moxos, dentro da bacia média do rio Mamoré (Beni, Bolívia). A área de estudo concentra-se na confluência dos rios Mamoré-Pojije, neste último um afluente importante que integra o complexo sistema hidrológico da planície de inundação do Mamoré, caracterizado por sua dinâmica fluvial ativa e sua influência nos padrões ecológicos e socioeconômicos da região.

Com clima predominante tropical pluvial estacional úmido (termotipo termotropical inferior), com marcada sazonalidade. A estação chuvosa (dezembro a março) concentra entre 60–80% das precipitações anuais (média: 395,91 mm/ano; SENAMHI, 2023), coincidindo com temperaturas máximas de 31,05°C. Durante esse período, as inundações sazonais geradas pela contribuição simultânea do Mamoré e seus afluentes cobrem extensas áreas da planície. Em contraste, a estação seca (maio a outubro) apresenta uma queda térmica abrupta (10–15°C) devido aos ventos polares, com mínimas de 20,44°C e uma redução drástica na vazão dos rios. O rio Pojije, originalmente um sistema de águas claras, passou por mudanças morfo-hidrológicas significativas nas últimas décadas, sua dinâmica foi alterada por intervenção antrópica, o que resultou em um transbordo parcial das águas do rio Isiboro para o seu leito. Esse fenômeno aumentou sua vazão, modificou seu regime sedimentar e prolongou as inundações em áreas adjacentes, afetando produtividade, florestas ribeirinhas e habitats aquáticos.

Os dados foram coletados em um habitat perto da confluência nos rios Pojije e Mamoré, dentro da Área Protegida Municipal Gran Mojos, na planície de inundação do Beni, Bolívia, na parte meia do rio mantendo a profundidade média de 2,5 m (Figura 3.1). A área foi selecionada devido à presença contínua do BAB e por razões logísticas, sendo um local muito próximo à comunidade de Camiaco, onde os moradores ofereceram apoio na instalação e na revisão do equipamento para garantir a permanência do dispositivo.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 3.1 Área de estudo no rio Pojije, ao centro, dispositivo F-POD com flutuador.

3.2.2. Gravações acústicas

Um detector tipo *F-POD* (Chelonia Ltd, *Full-waveform Porpoise Detector*) foi instalado a uma distância de 10 a 15 metros da margem, a uma profundidade de 2 a 3 metros sobre o fundo arenoso, utilizando um sistema de amarração que incluía um peso e um flutuador (Figura 3.2). O *F-POD* permaneceu submerso e ativo por 159 dias (de 27 de agosto de 2022 a 2 de fevereiro de 2023). Uma segunda instalação foi realizada em junho (de 18 de junho de 2023 a 12 de novembro de 2023), durante 147 dias. A versão mais recente dos *PODs*, o *F-POD*, aprimora o monitoramento dos cetáceos, proporcionando uma detecção precisa da ecolocalização, um baixo nível de falsos positivos e funcionalidades avançadas, como a captura completa da forma de onda e a adaptação automática ao ruído (IVANCHIKOVA & TREGENZA, 2023; TODD et al., 2023). A troca das baterias e do cartão de memória foi realizada a cada 2,5 meses. O intervalo sem registro de dados (de fevereiro a maio) ocorreu porque o aumento significativo

do nível das águas dificultou a presença de um cuidador para o dispositivo, o que poderia comprometer a segurança e integridade do equipamento.



Fonte: Modificado de ilustração de inteligência Artificial – DALL-E.

Figura 3,2 Esquema do sistema de amarração do F-POD, que inclui um flutuador, amarras ao flutuador e um peso.

3.2.3. Processamento de dados e análise

Os dispositivos *F-POD* registram sons em um intervalo de 17 a 220 kHz, permitindo captar cliques de alta frequência e banda estreita (*NBHF*) de diversos cetáceos a distâncias aproximadas de 100 a 400 metros. É importante destacar que esse alcance pode variar conforme o ruído ambiental, as condições do ambiente e a orientação do emissor (ROBERTS & READ, 2015; NUUTTILA et al., 2017; TODD et al., 2020). Com aplicativo *F-POD* (*FPOD.exe software v.2024*), foram analisados o tempo e as características dos cliques de ecolocalização (CHELONIA Ltd, 2022).

Os trens de cliques foram identificados pelo classificador automatizado *KERNO*, incluído na aplicativo *F-POD* do fabricante. Esse classificador identifica os trens de cliques com base em sequências de cliques semelhantes e espaçados regularmente, utilizando um algoritmo para descartar trens que poderiam ter sido gerados por outras fontes, como o transporte de sedimentos (IVANCHIKOVA & TREGENZA, 2023). A análise concentrou-se exclusivamente nos trens de cliques classificados pelo KERNO como provenientes de 'outros cetáceos', com níveis de qualidade 'alta' ou 'moderada'. Isso se deve ao fato de ainda não existir um classificador automatizado específico para a espécie; no entanto, como o BAB é a única fonte semelhante a um golfinho que emite cliques de alta frequência e banda estreita na área de estudo, há uma alta probabilidade de que esses registros sejam atribuídos à espécie. Os dados foram exportados em diferentes métricas: número de cliques, Detecção Positiva por Hora (*DPH*) e Detecção Positiva por Minuto (*DPM*).

Os meses com registros incompletos (agosto-2022, fevereiro 2023, junho-2023 e novembro-2023) foram excluídos das análises para reduzir o viés de esforço/mês nas comparações sazonais. Para comparar a presença dos BABs em cada mês, foi calculado o percentual de detecção (*DPM/minutos de gravação*) e a mediana do número de cliques por mês. Para a análise da variação diária foi calculada a média de cliques por hora (*DPH*) para todo o conjunto de dados.

Os dados ambientais de temperatura da água (medida em graus Celsius [°C]) foram obtidos do sensor interno do *F-POD*. Para fins de interpretação dos resultados, a sazonalidade foi definida da seguinte forma: época de chuvas (jan-mar), frentes frias (abr-jun), época seca (jul-set) e época de enchente (out-dez).

3.2.4. Modelos estatísticos

Os dados de *DPH* foram convertidos em uma matriz binária de presença ou ausência horária, a fim de obter uma variável de resposta binomial representando a presença acústica do BAB em cada hora. Essa abordagem tem sido amplamente empregada em estudos com cetáceos para análises baseadas em dados de PAM (e. g. OMEYER et al., 2020; TODD et al., 2020; PAITACH et al., 2022; GIARDINO et al., 2025).

Para investigar os padrões de ocorrência do BAB, foram ajustados modelos aditivos generalizados mistos (GAMM) utilizando a função “*gam*” do pacote *gam4* (WOOD & SCHEIPL, 2023) no software R-4.5.0 (R CORE TEAM, 2024), considerando a estrutura de

autocorrelação temporal dos dados. O protocolo de modelagem seguiu as recomendações de ZUUR et al. (2009), incluindo a verificação da inflação de zeros e a colinearidade entre preditores com base no fator de inflação da variância (*VIF*), não sendo detectados problemas relevantes nesses aspectos.

A variável resposta foi a presença binária horária (*DPH* binomial), com preditores incluindo: mês (como fator ou termo suavizado), temperatura da água e hora do dia (ambos com termos suavizados). Para as variáveis cíclicas (hora e mês), foram utilizados suavizadores com base cíclica “cc”, enquanto para variáveis contínuas como a temperatura, foi empregada a base “cs” adequada para suavizações cúbicas restritas. Os graus de liberdade (*k*) dos suavizadores foram definidos manualmente em níveis ótimos, equilibrando a complexidade e o ajuste aos dados, conforme sugerido por HOLDMAN et al. (2023).

Modelos adicionais foram testados para avaliar possíveis interações entre temperatura e hora, incorporando esses efeitos via suavizadores tensoriais compatíveis com modelos mistos (*te()*) dentro da estrutura do pacote *gamm4*. Também foram considerados modelos com e sem a variável de iluminação lunar, testando sua influência potencial sobre a presença acústica do BAB. A seleção do modelo mais parcimonioso foi baseada na comparação dos valores de AIC entre os modelos rodados, conforme sugerido por BURNHAM et al. (2011).

Adicionalmente, o modelo com melhor ajuste foi verificado utilizando a função *gam.check()* do pacote *mgcv* (WOOD, 2011). A autocorrelação temporal dos resíduos foi avaliada por meio da função *acf()* e do teste de Durbin-Watson (HARTIG et al. 2021). Este último resultou em um valor do estatístico próximo de 2 e p-valor $> 0,05$, indicando ausência de autocorrelação temporal significativa nos resíduos. Por fim, o teste não paramétrico de dispersão apresentou um p-valor de 0,46, sugerindo ausência de sobredispersão relevante. Essas verificações asseguram a robustez e confiabilidade do modelo aplicado aos dados.

3.3. RESULTADOS

O *F-POD* registrou um total de 7.317 horas e 40 minutos entre agosto de 2022 e fevereiro de 2023, e entre junho de 2023 e novembro de 2023. A frequência média dos cliques detectados para o BAB foi de $90,42 \pm 20,37$ kHz, com um mínimo de 20 kHz e um máximo de 120 kHz, sendo o valor modal de 103 kHz. O número médio de ciclos dentro de cada clique foi de $4,9 \pm 3,6$ (intervalo de 1 a 31), com uma média de 33 cliques/s (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 Resumo dos cliques e outros parâmetros para todo o conjunto de dados registrados no rio Pojije, Beni, Bolívia.

Parâmetro	Média
Total clicks	13 134 521
Clics/min	35,57
Clics/h	2138,57
Clics/día	51325,28
DPM/día	455,41
Frequência	90.42 kHz (20 – 120**)
Frequência	103 kHz
Moda	
# Ciclos	4.9 (33*, 1-31**)

* valores de media, ** Faixas

3.3.1. Padrões de Ocorrência

Nos 9 meses completos de dados (30 dias contínuos de gravação no mês), o maior percentual de Detecções por Minuto (*DPM*) foi registrado nos meses de janeiro de 2023, julho de 2023, e agosto de 2023, correspondendo ao início da estação seca (vazante) e ao início da estação chuvosa (enchente) (Figura 3.3). A Figura 3.4 apresenta a variação na Detecção Positiva por Hora (*DPH*) por dia ao longo dos meses de monitoramento, apresentando a distribuição das detecções acústicas diárias. Os violinos mostram a densidade dos dados, e a variação na atividade acústica do BAB em cada mês. Os dados revelam uma clara variação temporal na frequência de detecção, com maior concentração de valores no período de julho a setembro de 2023, refletindo um aumento nas taxas de detecção horária diária durante esses meses. Por outro lado, os meses entre setembro e dezembro de 2022 mostram distribuições mais estreitas e medianas mais baixas, indicando menor atividade acústica. Janeiro de 2023 apresenta alta variação, sugerindo maior heterogeneidade nas detecções ao longo dos dias.

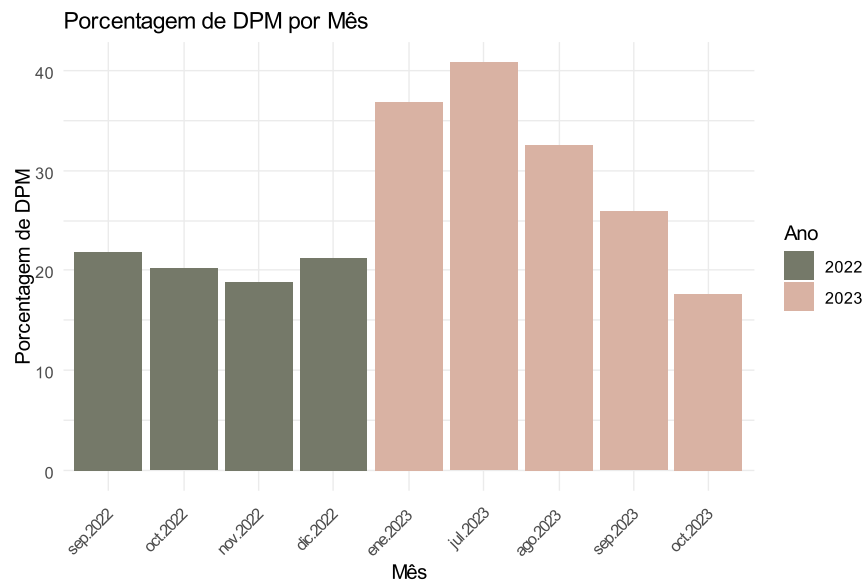


Figura 3.1. Variação mensal no percentual de DPM (Detecções por Minuto) entre anos.

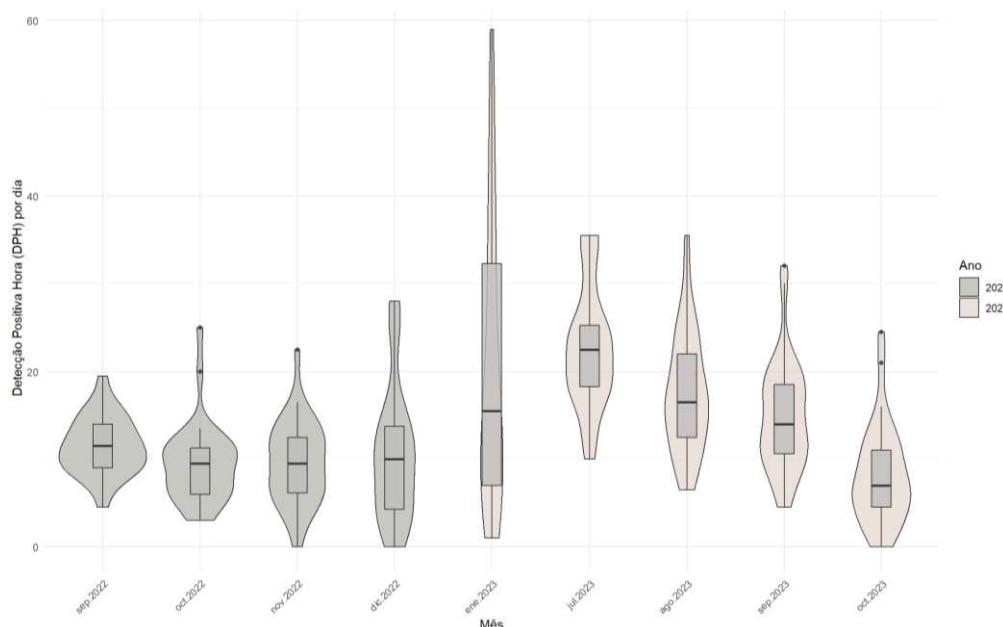


Figura 3.4. Distribuição da quantidade de DPH por mês, mostrando variação diária ao longo de 2022 e 2023.

A atividade acústica ao longo do dia apresenta certa homogeneidade na média mensal de vocalizações (cliques), porém com variações sazonais e horárias notórias. No entanto, observa-se um padrão geral de maior intensidade entre 15:00 e 22:00 horas, com alguns picos que variam

conforme o mês. Durante a madrugada e a manhã (00:00 - 08:00), a atividade tende a ser menor, embora com algumas exceções. Entre setembro e dezembro de 2022, a atividade de cliques foi reduzida e distribuída uniformemente. A partir de janeiro de 2023, houve um aumento notável, com picos concentrados no período da tarde/noite. Em julho e agosto de 2023, a atividade tornou-se intensa em múltiplos horários (Figura 3.5).

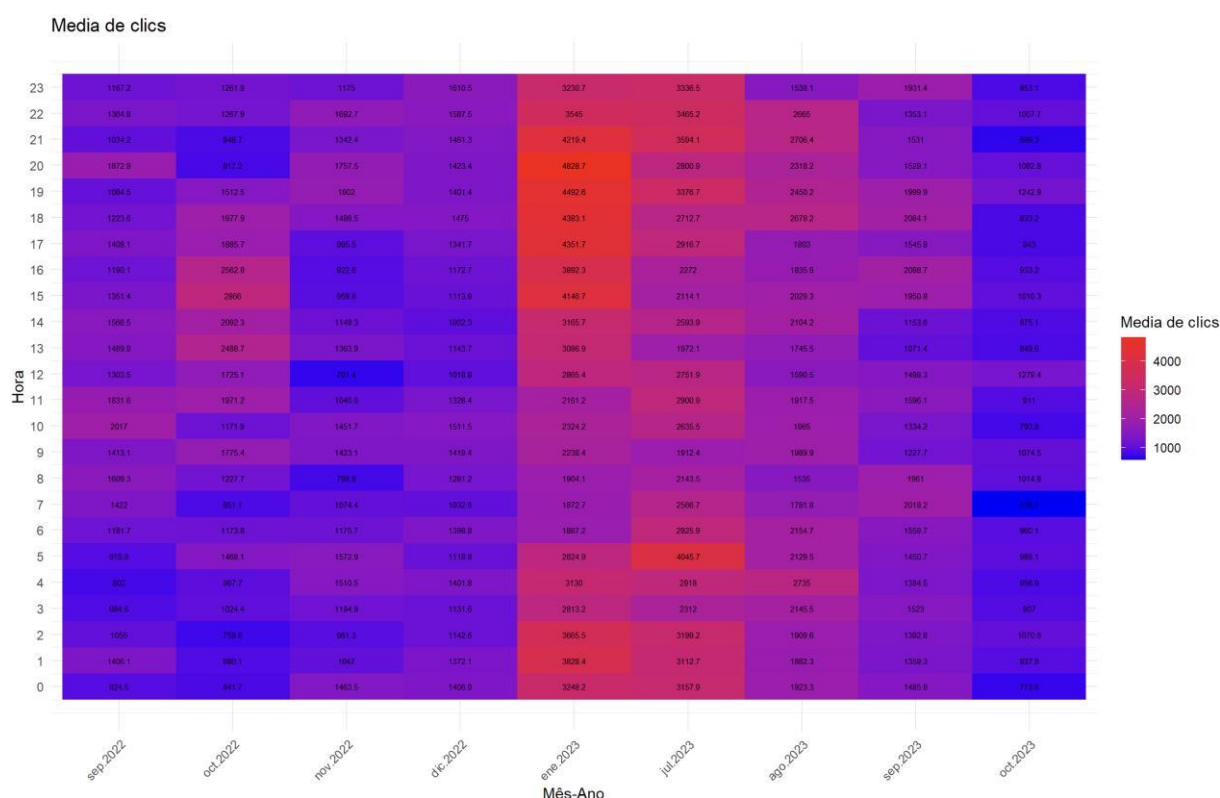


Figura 3.5. Padrão temporal da atividade acústica: média de cliques detectados por hora ao longo dos meses.

3.3.2. Modelos GAMM

O melhor modelo GAMM ajustado aos dados, identificou efeitos não lineares significativos da temperatura, mês e hora do dia sobre a probabilidade de detecção acústica do boto-da-amazônia boliviana (BAB) no rio Pojije, próximo à confluência com o rio Mamoré, localizado nas planícies de inundação da Área Protegida Municipal Gran Mojos (todos os valores de $p < 0,001$; Tabela 3.2). Entre os preditores incluídos, a temperatura e o mês apresentaram os maiores efeitos no modelo.

A análise indicou que temperaturas entre 22°C e 26°C aumentam levemente a probabilidade de detecção acústica. No entanto, acima dos 28°C, esse efeito se torna negativo, sendo mais

acentuado na faixa de 30°C a 32°C. Quanto à variável "mês", observou-se um padrão claro de variação sazonal, com maior probabilidade de detecção entre abril e julho, e valores mínimos durante a estação seca (agosto a novembro). No entanto, a variável hora do dia apresentou apenas uma leve variação diária na probabilidade de detecção do BAB, com atividade reduzida durante a madrugada (entre 0h e 5h) e um leve aumento no período entre 18h e 22h. Apesar de ser estatisticamente significativo, esse preditor apresentou menor peso explicativo em comparação com a temperatura e o mês (Figura 3.6).

O modelo explicou aproximadamente 4,2% da variabilidade na presença acústica do BAB, o que indica que, embora a temperatura e a sazonalidade tenham influência relevante, outros fatores ambientais ou ecológicos não considerados no modelo também podem desempenhar um papel importante na atividade acústica da espécie nessa região.

Tabela 3.1. Resumo dos resultados do modelo GAMM melhor ajustado para a presença do BAB. Estruturas e valores comparativos de AIC com outros modelos no anexo 3.1.

Formula				
Presença ~ s(temperatura, bs="cs", k=15)+ s(hora, bs = "cc", k = 15) + s(mês, bs = "cc", k = 4) correlation = corAR1(form = ~ time_index)				
Termino suavizado	Edf	Ref.df	F	Pr
Temperatura	2,902	14	3,986	<2e-16 ***
Hora	2,991	13	1,479	5,4e-05***
Mês	1,961	2	36,229	<2e-16 ***
AIC	LogLik		Deviance	Df.res
38397	-2423.031		4846.061	7348.457

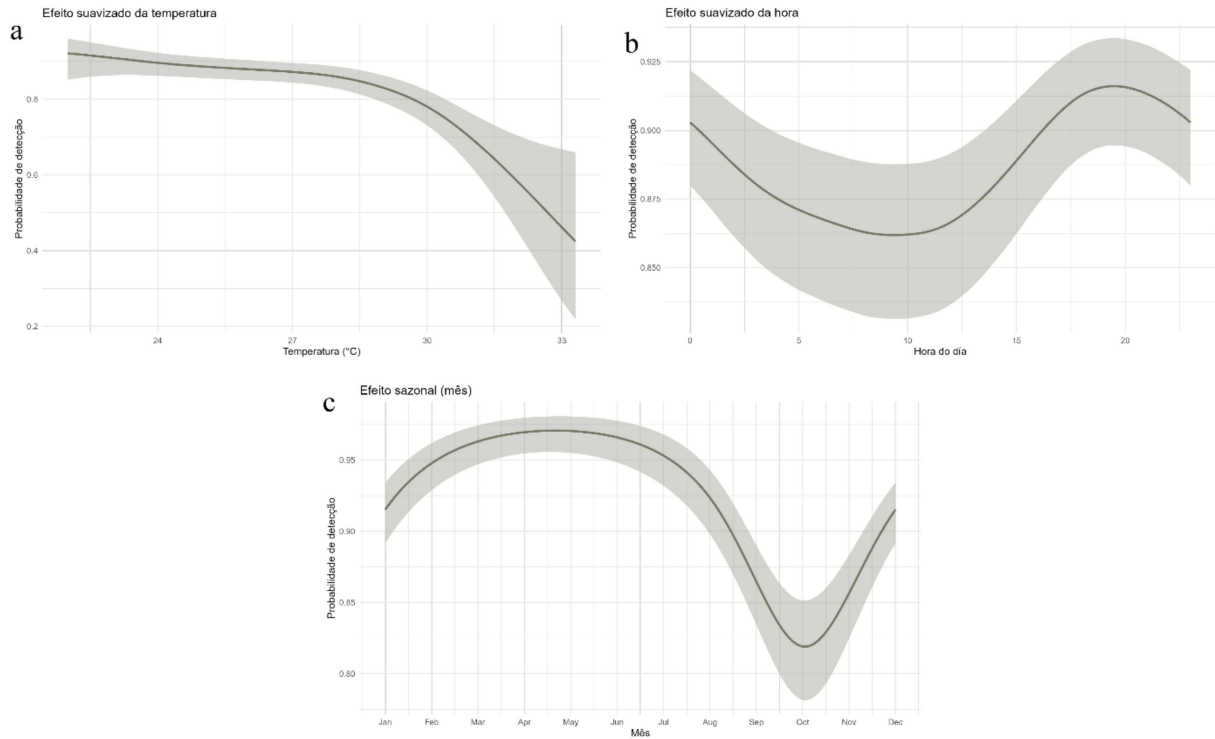


Figura 3.6. Gráficos da probabilidade de presença do BAB. a) Efeito suavizado da temperatura, b) Efeito suavizado do mês, c) Efeito suavizado da hora.

3.4. DISCUSSÃO

Este estudo representa o primeiro esforço sistemático para avaliar o desempenho do *F-POD* na Amazônia boliviana, analisando tanto as características dos trens de cliques quanto a presença do *BAB* influenciada por as variáveis ambientais. Os resultados demonstram a eficiência do monitoramento acústico passivo com o *F-POD* como ferramenta viável e custo-efetiva para compreender aspectos biológicos, comportamentais e espaciais da espécie, complementando as abordagens visuais convencionais. A alta resolução temporal dos dados PAM, incluindo registros noturnos (dados até ainda não registrados) e em condições de baixa visibilidade, permite acompanhar padrões de atividade a longo prazo, contribuindo para a detecção de mudanças sutis no comportamento em resposta a pressões ambientais e antrópicas, como a construção de infraestruturas, intensidade do tráfego e sobrepesca/bycatch (CLAY et al. 2018; OMEYER et al., 2020; HOLDMAN et al., 2023, 2024).

Os esforços recentes para estimar a abundância populacional por meio de dispositivos acústicos (e.g. YAMAMOTO et al., 2016; MUIRHEAD, 2021; GIARDINO et al., 2025), junto com o uso de inteligência artificial (TREGENZA, comm pers), têm ampliado significativamente o potencial do monitoramento acústico passivo em cetáceos. Apesar de este estudo ter utilizado

apenas um único dispositivo de gravação e apresentar uma lacuna temporal de cerca de quatro meses (entre fevereiro e junho), os dados obtidos superam, em quantidade e continuidade de registros, estudos anteriores com botos.

A frequência registrada neste estudo coincide com os intervalos previamente documentados para o gênero *Inia*, 20 kHz;120 kHz neste estudo, e 55-158 kHz por LADEGAARD et al. (2015), 46.9 – 125 kHz (YAMAMOTO et al., 2015). Isso confirma que a classificação automatizada do chelonia software with *KERNEL* e o registro pelo *F-POD* são adequados também para o *BAB* na Bolívia, com uma mínima possibilidade de erro devido à pureza dos sons, uma vez que não há cliques de banda estreita de alta frequência (*NBHF clicks*), nem sons do tipo sonar e nenhuma outra espécie de cetáceo presente. O uso de filtros preexistentes e a identificação de trens de cliques de alta e moderada qualidade reduzem ainda mais a detecção de falsos positivos, validando a eficácia do dispositivo (IVANCHIKOVA & TREGENZA, 2023). A pureza acústica observada nas gravações feitas na Bolívia representa uma oportunidade promissora para o desenvolvimento de um classificador automatizado específico para a espécie. Esses dados podem ainda servir como referência para avaliar a aplicabilidade dessa ferramenta em outras populações do gênero *Inia* ao longo da bacia amazônica.

As características dos trens de cliques sobre a taxa de emissões (33 cliques/s), são compatíveis com comportamentos de forrageamento ativo, sugerindo que o *BAB* utiliza pulsos curtos e frequentes para uma atualização espacial constante, para navegar e localizar presas em ambientes complexos como áreas ribeirinhas e florestas inundadas, além de reduzir o risco de colisão com obstáculos (LADEGAARD et al., 2015).

Estudos anteriores de monitoramento populacional do boto-da-amazônia-boliviana (*BAB*), como os de ALIAGA-ROSSEL et al. (2012), ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA (2017) e ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA (2020a), relataram que, durante a estação de águas baixas, os botos tendem a se concentrar em rios maiores, especialmente em habitats de confluência e meandros, que oferecem maior disponibilidade de presas e condições favoráveis para a reprodução. Por outro lado, na estação de águas altas, a disponibilidade de habitats aumenta e os botos expandem sua distribuição para áreas mais amplas.

No entanto, nosso modelo indicou uma maior probabilidade de detecção entre abril e julho, com valores mínimos durante a estação seca. Essa discrepância pode ser explicada, em parte, pela lacuna temporal de amostragem, que pode ter afetado a capacidade preditiva do modelo, ou

ainda, refletir uma intensificação da atividade acústica durante esse período. Tal aumento pode estar associado à chegada de grandes bagres, principais componentes da dieta do BAB (ALIAGA-ROSSEL et al., 2010; FAUNAGUA & WCS, 2022), e ao início das incursões dos botos nas planícies de inundação e florestas alagadas. Portanto, é possível que o padrão observado esteja mais relacionado à intensificação da atividade de forrageamento do que à densidade populacional propriamente dita.

Os padrões de atividade diária, observados na Figura 12 e explicados estatisticamente pelo modelo *GAMM*, também foram relatados por YAMAMOTO et al. (2016), que identificaram uma preferência pelo uso de habitats durante horários noturnos, possivelmente associada à distribuição de presas para *Inia geoffrensis*, à disponibilidade de oxigênio dissolvido nos rios e a temperatura.

De modo geral, embora o modelo tenha apresentado um bom ajuste aos dados, sua capacidade explicativa ainda é limitada (<5%). Isso indica que fatores adicionais podem estar influenciando a detecção acústica do BAB. Para uma compreensão mais abrangente, estudos futuros deverão incorporar um conjunto mais amplo de variáveis ambientais e contemplar os meses atualmente não amostrados. A instalação de múltiplos detectores em habitats variados também será essencial para avaliar a influência diferencial dos fatores ecológicos e antrópicos sobre a presença do BAB.

Estudos como este têm aplicação direta na gestão de áreas prioritárias para a conservação, ao possibilitar a detecção precoce de mudanças sutis na presença ou atividade de cetáceos antes que impactos visíveis se manifestem. Além disso, produzem dados objetivos que subsidiam decisões sobre a regulação de atividades humanas, como o tráfego fluvial e a pesca. Em regiões com baixa capacidade de fiscalização, sensores passivos de baixo custo, como o F-POD utilizado neste estudo, podem atuar como sentinelas ecológicas, orientando ações de gestão com maior precisão.

Essa abordagem também é valiosa para compreender as respostas dos botos frente às mudanças climáticas e à degradação ambiental. Diante das rápidas transformações na Amazônia, o monitoramento acústico permite estabelecer linhas de base confiáveis, essenciais para avaliar a efetividade de medidas de conservação e embasar políticas públicas voltadas à proteção da biodiversidade aquática.

A aplicação sistemática do monitoramento acústico passivo (PAM) pode contribuir de forma significativa para o acompanhamento do estado populacional dos botos a longo prazo, alinhando-se a diretrizes nacionais e internacionais de conservação. A capacidade de detectar alterações nos padrões de atividade ao longo do tempo torna o PAM uma ferramenta valiosa para identificação precoce de impactos, viabilizando respostas rápidas e direcionadas.

Aliado a tecnologias emergentes como inteligência artificial e aprendizado de máquina para a classificação automatizada de sons, o PAM oferece um caminho promissor para o desenvolvimento de sistemas de alerta em áreas de risco e para o monitoramento participativo com comunidades locais. Assim, consolida-se como uma ferramenta científica poderosa e uma base estratégica para políticas públicas mais eficazes na conservação dos botos e dos ecossistemas aquáticos da Amazônia.

REFERÊNCIAS

- Aliaga-Rossel, E. (2003). Situación actual del delfín de río (*Inia geoffrensis*) en Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 38(2), 167-177.
- Aliaga-Rossel, E., Beerman, A., & Sarmiento, J. (2010). Stomach Content of a Juvenile Bolivian River Dolphin (*Inia geoffrensis boliviensis*) from the Upper Madeira Basin, Bolivia. *Aquatic mammals*, 36(3), 284-287.
- Aliaga-Rossel, E., Guizada-Duran, L. A., Beerman, A., Alcocer, A., & Morales, C. (2012). Distribución y estado poblacional del bufeo boliviano (*Inia boliviensis*) en cuatro ríos tributarios de la subcuenca del Río Mamoré. *Ecología en Bolivia*, 47(2)(1605-2528), 134-142.
- Aliaga-Rossel, E., & Guizada-Duran, L. A. (2017). Encounter rates of the Bolivian river dolphin (*Inia boliviensis*) in northeastern Bolivia. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 12(1-2), 45-49. doi:<https://doi.org/10.5597/lajam00240>
- Aliaga-Rossel, E., & Guizada-Duran, L. A. (2020a). Bolivian river dolphin site preference in the middle-section of Mamoré River, upper Madeira river basin, Bolivia. *Therya*, 11(3), 459-465.
- Aliaga-Rossel, E., & Guizada-Duran, L. A. (2020b). Four decades of research on distribution and abundance of the Bolivian river dolphin *Inia geoffrensis boliviensis*. *Endangered Species Research*, 42, 151-165. doi:<https://doi.org/10.3354/esr01041>

- Aliaga-Rossel, E., Guizada-Duran, L. A., Beerman, A., Alcocer, A., & Morales, C. (2012). Distribución y estado poblacional del bufeo boliviano (*Inia boliviensis*) en cuatro ríos tributarios de la subcuenca del Río Mamoré. *Ecología en Bolivia*, 47(2)(1605-2528), 134-142.
- Amundin, M., Carlström, J., Thomas, L., Carlén, I., Koblit, J., Teilmann, J., . . . Loisa, O. (2022). Estimating the abundance of the critically endangered Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population using passive acoustic monitoring. *Ecology and evolution*, 12(2), e8554.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., & Huyvaert, K. P. (2011). AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral ecology and sociobiology*, 65, 23-35.
- Buscaino, G., Buffa, G., Filiciotto, F., Maccarrone, V., Di Stefano, V., Ceraulo, M., . . . Alonge, G. (2015). Pulsed signal properties of free-ranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the central Mediterranean Sea. *Marine Mammal Science*, 31(3), 891-901.
- Clay, T. A., Mangel, J. C., Alfaro-Shigueto, J., Hodgson, D. J., & Godley, B. J. (2018). Distribution and habitat use of a cryptic small cetacean, the Burmeister's porpoise, monitored from a small-scale fishery platform. *Frontiers in Marine Science*, 5, 220.
- Cremer, M. J., Holz, A. C., Bordino, P., Wells, R. S., & Simões-Lopes, P. C. (2017). Social sounds produced by franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Cetartiodactyla, Pontoporiidae). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 141(3), 2047-2054.
- da Silva, V., Trujillo, F., Martin, A., Zerbini, A. N., Crespo, E., Aliaga-Rossel, E., & Reeves, R. (2018). *Inia geoffrensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T10831A50358152. doi:<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T10831A50358152.en>
- Evans, P. G. (2018). Habitat pressures. In *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 441-446): Elsevier.
- Ey, E., & Fischer, J. (2009). The “acoustic adaptation hypothesis”—a review of the evidence from birds, anurans and mammals. *Bioacoustics*, 19(1-2), 21-48.
- FAUNAGUA-WCS. (2022). *Pesca y seguridad alimentaria en los Llanos de Moxos y sus áreas de influencia*. Grupo de Trabajo para los Llanos de Moxos. Retrieved from La Paz, Bolivia.

- Fleming, A. H., Yack, T., Redfern, J. V., Becker, E. A., Moore, T. J., & Barlow, J. (2018). Combining acoustic and visual detections in habitat models of Dall's porpoise. *Ecological Modelling*, 384, 198-208.
- Giardino, G., Denuncio, P., Papale, E., Ceraulo, M., Buscaino, G., Bastida, R., & Rodríguez, D. (2025). The acoustic detection of the Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*), in open sea off the coast of Argentina. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 1-16.
- Gomez-Salazar, C., Trujillo, F., & Whitehead, H. (2012). Ecological factors influencing group sizes of river dolphins (*Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis*). *Marine Mammal Science*, 28(2), E124-E142. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2011.00496.x>
- Gravena, W., da Silva, V., da Silva, M., Farias, I. P., & Hrbek, T. (2015). Living between rapids: genetic structure and hybridization in the botos (Cetacea: Iniidae: *Inia* spp.) of the Madeira River, Brazil. *Biological Journal of the Linnean Society*.
- Gravena, W., Farias, I. P., da Silva, M., da Silva, V., & Hrbek, T. (2014). Looking to the past and the future: were the Madeira River rapids a geographical barrier to the boto (Cetacea: Iniidae)? . *Conserv. genet.* doi:10.1007/s10592-014-0565-4
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I., . . . Mantyka-Pringle, C. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology letters*, 16(12), 1424-1435.
- Guizada Duran, L. A., Aliaga-Rossel, E., Frias, M. P., & Zerbini, A. N. (2024). Bolivian River Dolphin trends: A long-term analysis in the Mamore basin. *PLOS one*, 19(10), e0308806.
- Hartig, F. (2021). DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models. R package version 0.2. 0.(2018). In.
- Holdman, A., Tregenza, N., Van Parijs, S., & DeAngelis, A. (2023). Acoustic ecology of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) between two US offshore wind energy areas. *ICES Journal of Marine Science*, fsad150.
- Holdman, A., Van Parijs, S. M., DeAngelis, A. I., Aldrich, T., Gordon, R., McCordic, J., . . . Westell, A. (2024). *Establishing baselines for predicting change in ambient sound metrics*,

marine mammal and vessel occurrence within a US offshore wind energy area. Paper presented at the 2024 Ocean Sciences Meeting.

Ivanchikova, J., & Tregenza, N. (2023). Validation of the F-POD—A fully automated cetacean monitoring system. *PLOS one*, 18(11), e0293402.

Ladegaard, M., Jensen, F. H., De Freitas, M., Ferreira da Silva, V. M., & Madsen, P. T. (2015). Amazon river dolphins (*Inia geoffrensis*) use a high-frequency short-range biosonar. *Journal of Experimental Biology*, 218(19), 3091-3101.

Marques, T. A., Thomas, L., Martin, S. W., Mellinger, D. K., Ward, J. A., Moretti, D. J., . . . Tyack, P. L. (2013). Estimating animal population density using passive acoustics. *Biological reviews*, 88(2), 287-309.

Martin, A. R., da Silva, V., & Salmon, D. L. (2004). Riverine habitat preferences of botos (*Inia geoffrensis*) and tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in the central Amazon. *Marine Mammal Science*, 20(2), 189-200.

Martin, M. J., Elwen, S. H., Kassanje, R., & Gridley, T. (2019). To buzz or burst-pulse? The functional role of Heaviside's dolphin, *Cephalorhynchus heavisidii*, rapidly pulsed signals. *Animal behaviour*, 150, 273-284.

Merchant, N. D., Fristrup, K. M., Johnson, M. P., Tyack, P. L., Witt, M. J., Blondel, P., & Parks, S. E. (2015). Measuring acoustic habitats. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(3), 257-265.

Muirhead, C. A. (2021). Passive acoustic monitoring of river dolphin (*Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis*) presence: A comparison between waters near the city of Iquitos and within the Pacaya-Samiria National Reserve. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 16(1), 3-11.

Murray, A., Rekdahl, M. L., Baumgartner, M. F., & Rosenbaum, H. C. (2022). Acoustic presence and vocal activity of North Atlantic right whales in the New York Bight: Implications for protecting a critically endangered species in a human-dominated environment. *Conservation Science and Practice*, 4(11), e12798.

- Nuuttila, H. K., Courtenne-Jones, W., Baulch, S., Simon, M., & Evans, P. G. (2017). Don't forget the porpoise: acoustic monitoring reveals fine scale temporal variation between bottlenose dolphin and harbour porpoise in Cardigan Bay SAC. *Marine Biology*, 164(3), 50.
- Omeyer, L. C., Doherty, P. D., Dolman, S., Enever, R., Reese, A., Tregenza, N., . . . Godley, B. J. (2020). Assessing the effects of banana pingers as a bycatch mitigation device for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Frontiers in Marine Science*, 7, 285.
- Paitach, R. L., Amundin, M., Konigson, S., & Cremer, M. J. (2022). Assessing effectiveness and side effects of likely. *Marine Mammal Science*, 38(3).
- Palmer, K. J., Brookes, K. L., Davies, I. M., Edwards, E., & Rendell, L. (2019). Habitat use of a coastal delphinid population investigated using passive acoustic monitoring. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 29, 254-270.
- Papale, E., Ceraulo, M., Giardino, G., Buffa, G., Filiciotto, F., Grammatta, R., . . . Buscaino, G. (2017). Association patterns and population dynamics of bottlenose dolphins in the Strait of Sicily (Central Mediterranean Sea): implication for management. *Population Ecology*, 59, 55-64.
- R Core Team. (2024). R: A language and environment for statistical computing. . Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, .
- Roberts, B. L., & Read, A. J. (2015). Field assessment of C-POD performance in detecting echolocation click trains of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Marine Mammal Science*, 31(1), 169-190.
- Tregenza, N., Dawson, S., Rayment, W., & Verfuss, U. (2016). Listening to echolocation clicks with PODs. *Listening in the Ocean*, 163-206.
- Todd, N. R., Cronin, M., Luck, C., Bennison, A., Jessopp, M., & Kavanagh, A. S. (2020). Using passive acoustic monitoring to investigate the occurrence of cetaceans in a protected marine area in northwest Ireland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 232, 106509.
- Todd, N. R., Jessopp, M., Rogan, E., & Kavanagh, A. S. (2022). Extracting foraging behavior from passive acoustic monitoring data to better understand harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) foraging habitat use. *Marine Mammal Science*, 38(4), 1623-1642.

- Todd, N. R. E., Kavanagh, A. S., Rogan, E., & Jessopp, M. J. (2023). What the F-POD? Comparing the F-POD and C-POD for monitoring of harbor porpoise (*Phocoena phocoena*). *Ecology and evolution*, 13(6), e10186.
- Tyack, P. L., & Clark, C. W. (2000). Communication and acoustic behavior of dolphins and whales. In *Hearing by whales and dolphins* (pp. 156-224): Springer.
- Wood, S. N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)*, 73(1), 3–36. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2010.00749.x>
- Wood, S. N., & Scheipl, F. (2023). gamm4: Generalized Additive Mixed Models using 'mgcv' and 'lme4' (Version 0.2-6) [R package]. <https://CRAN.R-project.org/package=gamm4>
- Williamson, L., Brookes, K., Scott, B., Graham, I., & Thompson, P. (2017). Diurnal variation in harbour porpoise detection potential implications for management. *Marine Ecology Progress Series*, 570, 223-232.
- Yamamoto, Y., Akamatsu, T., da Silva, V. M., & Kohshima, S. (2016). Local habitat use by botos (Amazon river dolphins, *Inia geoffrensis*) using passive acoustic methods. *Marine Mammal Science*, 32(1), 220-240.
- Yamamoto, Y., Akamatsu, T., Da Silva, V. M., Yoshida, Y., & Kohshima, S. (2015). Acoustic characteristics of biosonar sounds of free-ranging botos (*Inia geoffrensis*) and tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in the Negro River, Amazon, Brazil. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 138(2), 687-693.
- Zimmer, W. M. (2011). *Passive acoustic monitoring of cetaceans*: Cambridge University Press.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (Vol. 574): Springer.

CAPÍTULO 4. AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DE *INIA BOLIVIENSIS*: UM ENSAIO DE CATEGORIZAÇÃO PARA A IUCN

Este capítulo apresenta uma avaliação preliminar do estado de conservação do boto-da-amazônia-boliviana (BAB), fundamentada nas informações obtidas no Capítulo 1. A análise segue a metodologia proposta pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), com ênfase nos critérios A⁴, sendo este o único critério que pôde ser plenamente aplicado com base nos dados atualmente disponíveis para a espécie em território boliviano. Trata-se de um esforço técnico-científico inédito para o país, cujo objetivo é fornecer subsídios robustos e coerentes que permitam à IUCN reconhecer formalmente a situação do BAB como um caso particular dentro da Lista Vermelha global. Ao sistematizar e aplicar criteriosamente os dados conforme os padrões internacionais, este capítulo contribui diretamente para reforçar a visibilidade e a urgência da conservação dessa população isolada, ameaçada por pressões crescentes em seu habitat. Dessa forma, a estrutura do capítulo segue o formato padrão utilizado nas avaliações da IUCN, garantindo alinhamento metodológico com os critérios internacionalmente estabelecidos.

4.1.INTRODUÇÃO

A perda da biodiversidade é atualmente um dos maiores desafios a serem enfrentados. O índice global mais reconhecido para medir o estado da biodiversidade é a Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (GARNER et al., 2020). Essa lista resulta da atualização contínua de uma extensa e informativa base de dados dedicada a "fornecer ao mundo as informações mais objetivas e baseadas em ciência sobre a situação atual da biodiversidade ameaçada em escala global" (IUCN, 2012). A Lista Vermelha pode utilizar critérios quantitativos padronizados relacionados às ameaças, ao tamanho da população, tendência populacionais e distribuição das espécies, que os avaliadores aplicam para atribuir uma categoria de risco de extinção às espécies (*Least Concern*, *Near Threatened*, *Vulnerable*, *Endangered* ou *Critically Endangered*) (IUCN, 2012). Embora a extinção pode ser influenciada por processos estocásticos, principalmente em populações pequenas ou fragmentadas, a atribuição de uma categoria de risco implica uma expectativa maior de que a espécie possa

⁴ O critério B também foi considerado para estimar a EOO e AOO. No entanto, as condições obrigatórias para sua aplicação não foram plenamente atendidas, razão pela qual o critério B não pôde ser formalmente utilizado. Ainda assim, os mapas e os valores estimados de EOO e AOO são apresentados no Anexo 5.1.

chegar à extinção, sem que isso seja necessariamente um processo determinístico ou dinâmico ao longo do tempo.

O boto-da-amazônia-boliviana (*Inia boliviensis*) até agora, é uma espécie endêmica dos rios da sub-bacia do rio Madeira (ALIAGA-ROSSEL, 2003). Sua população está geograficamente isolada de outras populações de golfinhos fluviais amazônicos (*Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis*) devido às cachoeiras e corredeiras presentes entre Guayaramerín (Bolívia) e Porto Velho (Brasil) (ALIAGA-ROSSEL, 2002; RUÍZ-GARCÍA & SHOSTELL, 2009; ALIAGA-ROSSEL & MCGUIRE, 2010; GRAVENA et al., 2015). Alguns estudos sugerem que esse isolamento ocorreu desde o Plioceno, há aproximadamente 5 a 6 milhões de anos, resultando em uma separação alopátrica das demais populações de *Inia* na bacia amazônica (HAMILTON et al., 2001; GRAVENA et al. 2014). No entanto, estudos de GRAVENA et al. (2015) identificaram indivíduos híbridos (5 de 6 indivíduos amostrados) em uma parte extensa da distribuição dos golfinhos de rio entre Bolívia e Brasil.

A região do alto rio Madeira, na fronteira entre Bolívia e Brasil, apresenta uma complexa estrutura populacional do gênero *Inia*, resultado de processos históricos de isolamento e conectividade restrita entre populações. Os estudos genéticos demonstrassem que a cachoeira de Teotônio representa a principal barreira natural que separa os genomas nucleares de *Inia boliviensis* (a montante) e *Inia geoffrensis* (a jusante), embora com certa permeabilidade unidirecional (de montante para jusante) (GRAVENA et al., 2014). A maior parte dos indivíduos entre as cachoeiras de Teotônio e Santo Antônio apresentam genoma nuclear de *I. geoffrensis*, o que confirma que a cachoeira de Teotônio constitui um limite funcional para a distribuição de *I. boliviensis*, como proposto anteriormente por PILLERI & GIHR (1977), DA SILVA (1994) e TAVERA et al. (2010).

A jusante da cachoeira de Teotônio, observa-se uma zona de hibridização caracterizada por indivíduos com genoma mitocondrial de *I. boliviensis* e genomas nucleares mistos, predominando *I. geoffrensis*. Este padrão de introgressão assimétrica sugere que há fluxo gênico de *I. boliviensis* em direção a *I. geoffrensis*, mas não o contrário, e sugere que a região entre Teotônio e Borba (aproximadamente 890 km) funciona como uma extensa zona híbrida.

Importante destacar que, acima da cachoeira de Teotônio, os botos apresentam genoma nuclear puro de *I. boliviensis*, sem sinais de introgressão por *I. geoffrensis*. Isso reforça o caráter isolado da população boliviana, cuja conectividade natural com outras populações de *Inia* foi

historicamente limitada por barreiras geográficas, posteriormente agravadas por barragens e alterações antrópicas. A presença de híbridos em regiões a jusante é atribuída a uma hibridização secundária, resultado da sobreposição atual de faixas de distribuição antes alopátricas (GRAVENA et al., 2014).

A assimetria na hibridização observada nos botos com a transmissão do mtDNA de *I. boliviensis* e a predominância do nuDNA de *I. geoffrensis* é uma introgressão que pode, ao longo das gerações, gerar indivíduos fenotipicamente mais próximos de uma das espécies, ainda que geneticamente híbridos (PATERSON, 1978; LEHMAN et al., 1991).

A compreensão dessa dinâmica é fundamental para a conservação do BAB na Bolívia, uma vez que sua população parece manter-se isolada geneticamente, o que reforça a necessidade de tratá-la como uma unidade evolutivamente significativa (ESU). Por isso, realizar a avaliação de conservação específica desta subespécie torna-se altamente relevante. Neste capítulo é

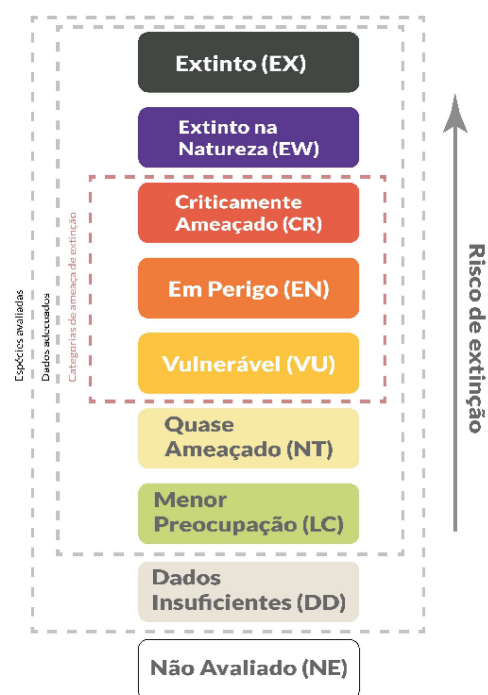
Além do mencionado, estudos morfológicos e genéticos apoiam a classificação do gênero *Inia* em três espécies: *Inia geoffrensis*, *I. boliviensis* e *I. araguaiaensis* (PILLERI & GIHR, 1977; DA SILVA, 1994; HAMILTON et al., 2001; BANGUERA-HINESTROZA et al., 2002; GRAVENA et al., 2015; HRBEK et al., 2014; EMIN-LIMA et al., 2022). No entanto, o Comitê de Taxonomia da *Society of Marine Mammals* atualmente reconhece apenas uma espécie (*Inia geoffrensis*) com duas subespécies: *I. g. geoffrensis* e *I. g. boliviensis* (SMM-TC, 2023). Da mesma forma, o Sistema Integrado de Informação Taxonômica (ITIS) e a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) reconhecem apenas uma espécie de *Inia* com duas subespécies: *I. g. geoffrensis* (Blainville, 1817) e *I. g. boliviensis* (d'Orbigny, 1834).

4.2.MARCO METODOLÓGICO

Para a avaliação do estado de conservação do BAB, foram seguidas as diretrizes estabelecidas pela IUCN, que conta com um marco de referência para avaliar o estado de conservação de qualquer espécie com base em cinco critérios. Esses critérios fornecem uma abordagem objetiva e quantificável para determinar se um táxon está ameaçado e, em caso afirmativo, em qual categoria ele deve ser classificado. Há nove categorias claramente definidas, conforme indicado na tabela 4.1. As duas primeiras referem-se a estados de extinção definitiva: Extinto (EX) e Extinto na Natureza (EW). As categorias Vulnerável (VU), Em Perigo (EN) e Criticamente em Perigo (CR) são atribuídas com base em critérios derivados de indicadores biológicos das espécies, como um declínio populacional acentuado ou um tamanho populacional

extremamente reduzido. Os táxons classificados em qualquer uma dessas três categorias são considerados ameaçados de extinção.

A maioria dos critérios possui subcritérios específicos, os quais devem ser utilizados para justificar de forma mais precisa a classificação de um táxon em determinada categoria. A categoria Quase Ameaçado (NT) aplica-se a táxons que ainda não atendem aos critérios para serem considerados ameaçados, mas que estão próximos de alcançá-los. Já a categoria Menor Preocupação (LC) abrange espécies que, do ponto de vista do risco de extinção, não preenchem os requisitos para serem incluídas em categorias de ameaça. Por fim, as categorias Dados Deficientes (DD) e Não Avaliado (NE) são autoexplicativas, referindo-se a táxons para os quais não há informações suficientes para uma avaliação adequada ou que ainda não foram formalmente avaliados.



Fonte: *Elaboração própria.*

Figura 4.1. Estrutura das categorias da Lista Vermelha da IUCN.

Tabela 4.1. Definições das Categorias da Lista Vermelha da IUCN

EXTINTO (EX)	Quando não há nenhuma dúvida razoável de que o último indivíduo morreu. Presume-se extinção quando buscas intensivas em seus habitats conhecidos e/ou esperados, nos períodos apropriados (diários, sazonais ou anuais) e por toda sua distribuição histórica, não conseguem localizar nenhum indivíduo. Essas buscas devem ser realizadas considerando o ciclo de vida e os hábitos da espécie.
Extinto na Natureza (EW)	Quando só sobrevive em cultivo, em cativeiro ou como população naturalizada fora de sua área de distribuição original. Presume-se extinção na natureza quando buscas intensivas em seus habitats conhecidos e/ou esperados, nos períodos apropriados (diários, sazonais ou anuais) e por toda sua distribuição histórica, não encontram nenhum indivíduo. As buscas devem considerar o ciclo de vida e os hábitos da espécie.
Criticamente Ameaçado (CR)	Quando as melhores evidências disponíveis indicam que cumpre qualquer um dos critérios "A" a "E" para esta categoria e, portanto, enfrenta um risco extremamente alto de extinção na natureza.
Em Perigo (EN)	Quando cumpre qualquer um dos critérios "A" a "E" para esta categoria, indicando que enfrenta um risco muito alto de extinção na natureza.
Vulnerável (VU)	Quando cumpre qualquer um dos critérios "A" a "E" para essa categoria e enfrenta um risco alto de extinção na natureza.
Quase Ameaçado (NT)	Quando não atende atualmente aos critérios para as categorias de ameaça, mas está próximo de satisfazê-los ou pode vir a satisfazê-los num futuro próximo.
Menor Preocupação (LC)	Quando, após avaliação, não cumpre nenhum critério das categorias de ameaça. Geralmente são espécies abundantes e amplamente distribuídas.
Dados Insuficientes (DD)	Quando não há informação adequada para avaliar diretamente ou indiretamente seu risco de extinção com base na

distribuição e/ou situação populacional. Isso não significa que o táxon não esteja ameaçado, mas sim que são necessários mais dados.

Não Avaliado (NE) Quando ainda não foi analisado com base nos critérios da Lista Vermelha.

4.2.1. Critérios da Lista Vermelha

4.2.1.1. Critério A. Redução do tamanho populacional (passada, atual e projetada)

O primeiro critério de avaliação considera a diminuição no número de indivíduos maduros de uma espécie em um período determinado, definido como dez anos ou três gerações, dependendo de qual for mais prolongado. A redução populacional pode ser documentada por meio de observações diretas, estimada através de índices de abundância ou inferida a partir de indicadores como a perda da área de ocupação, o impacto de atividades humanas, a degradação do habitat ou a introdução de espécies exóticas.

Para que uma espécie seja classificada em alguma das categorias de risco sob este critério, a redução populacional deve superar certos limiares estabelecidos, os quais determinam se a espécie é considerada *Vulnerável*, *Em Perigo* ou *Em Perigo Crítico*. Um aspecto fundamental deste critério é a diferenciação entre reduções reversíveis e irreversíveis, o que implica a necessidade de avaliar se as ameaças que afetam a espécie persistem ou se foram mitigadas com sucesso. A obtenção de dados populacionais confiáveis, respaldados por séries temporais de monitoramento, é essencial para determinar com precisão a magnitude do declínio.

Tabela 4.2. Limites estabelecidos para el criterio A - Redução do tamanho populacional.

Subcritério	Em perigo crítico	Em Perigo	Vulnerável
A1	$\geq 90\%$	$\geq 70\%$	$\geq 50\%$
A2, A3, A4	$\geq 80\%$	$\geq 50\%$	$\geq 30\%$

4.2.1.2. Critério B. Tamanho da área de distribuição geográfica representada como extensão de presença e/ou área de ocupação

Este segundo critério concentra-se na extensão de presença (Extensio of Occurrence ou EOO) e na área de ocupação (Area of Occurrence ou AOO) de uma espécie. A extensão de presença (EOO) refere-se ao espaço total onde a espécie é distribuída, enquanto a área de ocupação

(AOO) corresponde às zonas onde a espécie realmente habita e se reproduz. Em alguns casos, a EOO e a AOO podem ser semelhantes. A avaliação sob este critério considera fatores como a fragmentação severa do habitat, o número de localidades onde a espécie ocorre e a tendência de redução do seu alcance geográfico.

Uma espécie pode ser classificada em uma categoria de ameaça caso apresente uma distribuição muito restrita, combinada com uma redução contínua na extensão de presença ou na qualidade do habitat. Além disso, a presença de flutuações extremas na distribuição ou no número de subpopulações pode aumentar o nível de risco. Para aplicar este critério de forma rigorosa, é essencial contar com dados espaciais precisos, obtidos por meio de censos sistemáticos, modelos de distribuição de espécies e ferramentas de sensoriamento remoto, que permitam avaliar as mudanças no uso do habitat ao longo do tempo.

Tabela 4.3. Limites establecidos para el criterio B - Tamanho da área de distribuição geográfica representada como extensão de presença e/ou área de ocupação

Subcritério	Em perigo crítico	Em Perigo	Vulnerável
B1: EOO	< 100 km ²	< 5 000 km ²	<20 000 km ²
B2: AOO	< 10 km ²	< 500%	< 2 000 km ²
Condições adicionais (número de localidades)	= 1	≤ 5	≤ 10

4.2.1.3. Critério C. Pequeno tamanho da população e diminuição

O terceiro critério concentra-se na quantidade total de indivíduos maduros na população, juntamente com a tendência de sua diminuição. Espécies que apresentam um número de indivíduos maduros abaixo de certos limiares estabelecidos também devem demonstrar uma tendência de redução contínua para serem classificadas em categorias de ameaça. Por exemplo, se uma população está altamente fragmentada ou se a maioria dos indivíduos está concentrada em uma única subpopulação, o risco de extinção aumenta significativamente. A variabilidade no número de indivíduos também é um aspecto relevante, pois populações com flutuações extremas podem ser mais vulneráveis a perturbações ambientais ou eventos estocásticos. A aplicação deste critério requer a coleta de dados populacionais por meio de censos,

monitoramentos de longo prazo e estudos de dinâmica populacional, permitindo a identificação de tendências e a avaliação da estabilidade da espécie ao longo do tempo.

Tabela 4.4. Limites estabelecidos para el criterio C - Pequeno tamanho da população e diminuição

Subcritério	Em perigo crítico	Em Perigo	Vulnerável
Número de indivíduos maduros	<250	< 2 500	< 10 000
C1 (Diminuição continua populacional)	O 25% em 3 anos o 1 geração	O 20% em 5 anos ou 2 gerações	O 10% em 10 anos ou 3 gerações
Condições adicionais (número de indivíduos maduros em cada subpopulação)	≤ 50	≤ 250	≤ 1000
Condições adicionais (Porcentagem de indivíduos numa só subpopulação)	90-100%	95-100%	100%

4.2.1.4. Critério D. População muito pequena ou restrita

O critério D aplica-se a espécies com populações extremamente pequenas ou com distribuições geográficas muito limitadas, o que as torna especialmente vulneráveis a eventos imprevisíveis *ou estocásticos) ou impactos humanos. Este critério considera tanto o número de indivíduos maduros quanto a extensão da área de ocupação e o número de localidades onde a espécie está presente.

De acordo com a *IUCN*, além dos limiares estabelecidos para a quantidade de indivíduos maduros, deve-se avaliar a restrição na distribuição espacial, pois essa limitação pode aumentar a susceptibilidade à extinção, especialmente quando a espécie habita ecossistemas isolados ou altamente especializados.

Como alguns populações costumam ser muito sensíveis a mudanças ambientais, sua conservação exige estratégias específicas que minimizem os riscos associados à baixa abundância e à reduzida variabilidade genética. Nesse contexto, é fundamental monitorar a estabilidade da população e avaliar as ameaças locais que possam comprometer sua viabilidade a longo prazo.

Tabela 4.5. Limites establecidos para el criterio D - População muito pequena ou restrita

Subcritério	Em perigo crítico	Em Perigo	Vulnerável
Número de indivíduos maduros	<50	< 2 50	< 1 000
D2			AOO < 20 km ² ou ≤ 5 localidades

4.2.1.5. Critério E. Análise quantitativa

O último critério da *IUCN* baseia-se no uso de modelos quantitativos para estimar a probabilidade de extinção de uma espécie em um período determinado. Esses modelos consideram dados sobre a história de vida, a ecologia da espécie, as ameaças que enfrenta e as opções de manejo disponíveis.

Os modelos populacionais utilizados nesse critério podem incluir simulações de dinâmica populacional, modelos de viabilidade populacional (PVA) e projeções baseadas em cenários de mudança ambiental. O uso de modelos de extinção é particularmente relevante para espécies com populações pequenas ou em declínio, pois permite avaliar os efeitos de diferentes ameaças e desenvolver estratégias de manejo mais eficazes. No entanto, a aplicação desse critério exige dados confiáveis sobre a demografia da espécie e uma análise rigorosa dos fatores de incerteza que possam influenciar as projeções. Para este capítulo, esse critério não será contemplado na análise.

Tabela 4.6. Límites establecidos para el criterio E - Análise quantitativa

Subcritério	Em perigo crítico	Em Perigo	Vulnerável
Probabilidade de extinção em vida livre	$\geq 50\%$ dentro dos 10 anos ou 3 gerações	$\geq 20\%$ dentro dos 20 anos ou 5 gerações	$\geq 10\%$ dentro dos 100 anos

4.2.2. Fontes de dados para a avaliação

Para a avaliação do estado de conservação do boto-da-amazônia-boliviana, foram utilizados dados primários apresentados no Capítulo 1 deste trabalho, relacionados à estimativa de tendências populacionais ao longo de um período de 20 anos de monitoramento. Essas informações permitiram analisar a dinâmica populacional da espécie e seu possível declínio ao longo do tempo.

Além disso, para determinar a extensão de presença (EOO) e a área de ocupação (AOO), foram utilizados dados geoespaciais provenientes da base de dados atualizada do Programa de Pesquisa e Conservação do boto-da-amazônia-boliviana e do grupo de trabalho dos Llanos de Mojos, ambas as fontes contendo a base mais completa de pontos de ocorrência dentro da Bolívia. Esses dados foram complementados com os pontos reportados por Gravena et al. (2015) para a região do Brasil. Parte dos dados georreferenciados inclui aqueles coletados durante os trabalhos de campo realizados no âmbito deste estudo e apresentados nos Capítulos 2 e 3. Para o cálculo da AOO e da EOO, foi utilizada a ferramenta GeoCAT (Geospatial Conservation Assessment Tool), uma plataforma de acesso livre que permite determinar a distribuição geográfica de uma espécie de acordo com os critérios da Lista Vermelha da IUCN. Por fim, a avaliação foi realizada seguindo os direcionamentos e materiais de referência fornecidos pela IUCN, garantindo a aplicação correta dos critérios estabelecidos para a categorização do risco de extinção da espécie. O formato padrão das fichas de avaliação apresentado pela IUCN foi utilizado para a avaliação de *Inia boliviensis* e está apresentado no Anexo 5.1.

4.3.RESULTADOS

A avaliação de *Inia boliviensis* em nível nacional utiliza critérios muito diferentes dos empregados pela IUCN (sistema MEGAN, aplicado por TARIFA & AGUIRRE, 2009) e classifica a espécie como Vulnerável (VU), devido às ameaças que enfrenta. No entanto,

considerando a necessidade de padronizar os critérios com os utilizados pela IUCN e tendo dados mais recentes sobre esses aspectos, é possível avaliar a espécie em uma categoria de ameaça com maior certeza.

Na região média da bacia do Mamoré (estimativa apresentada previamente no Capítulo 1), foi estimada uma taxa de redução de -0,011511 em um período de mais de 20 anos, um intervalo próximo a uma geração (24,8 anos; MOORE *et al.*, 2018). Considerou-se utilizar essa tendência para avaliar, em nível local (Bolívia), a redução populacional. Com essas informações, calcula-se uma diminuição populacional de 58,03% em três gerações (75 anos).

Embora os dados disponíveis ainda revelem lacunas espaciais na distribuição, as ameaças que impulsionam o declínio do boto-da-amazônia-boliviana (BAB) estão presentes em grande parte da área de ocorrência da espécie. Destacam-se as capturas acidentais em redes de pesca, a fragmentação do habitat devido à construção de represas, a caça para uso como isca, a poluição e a competição por recursos com os humanos. Visto que essas pressões persistem e é pouco provável obter informações mais precisas em curto prazo, aplica-se o princípio da precaução na avaliação do estado de conservação de *Inia boliviensis*.

Com base nisso, a espécie foi classificada como *Endangered* (Em Perigo; Ameaçada) sob o Critério A2 da IUCN, uma vez que estimou-se um declínio populacional maior do que 50% em três gerações, identificando as seguintes causas que justificam essa classificação: (i) Diminuição na abundância populacional (subcritério a), (ii) Fragmentação do habitat e deterioração da qualidade ambiental, principalmente devido à construção de represas e mudanças no uso do solo (subcritério c); e (iii) Exploração direta e mortalidade incidental, decorrentes da captura em artes de pesca tradicionais e comerciais e da caça para uso como isca (subcritério d).

As ameaças que afetam o BAB continuam presentes, e algumas delas, especialmente aquelas relacionadas à modificação dos ecossistemas aquáticos, podem ser irreversíveis devido ao crescimento populacional e à crescente demanda por recursos naturais.

Embora a captura incidental (bycatch) em redes de pesca e a degradação do habitat por atividades humanas, como mineração, expansão populacional e construção de barragens, tenham sido ameaças persistentes, a caça dirigida para uso como isca pode vir a aumentar em

razão da baixa taxa de captura de peixes para consumo e comercialização. Essa prática contribui para a redução acelerada da espécie.

Com relação ao critério B, o polígono convexo obtido a partir da projeção dos pontos da base de dados atualizada para a Bolívia e o cálculo das áreas para avaliar o critério B foi de EOO= 453,642.957 km² (LC) e AOO=1,812.000 km² (VU) escolhido para avaliar ao BAB, baseado no critério B, como VU (< 2 000 km²).

Infelizmente, para que o Critério B seja aplicado, além de atender aos requisitos de B1 ou B2, é necessário cumprir pelo menos duas das três condições adicionais: Severamente fragmentada, O Numero de localidades; Disminución continua observada, estimada, inferida o proyectada en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) área, extensión y/o calidad del hábitat; (iv) número de localidades o subpoblaciones; (v) número de individuos maduros; Fluctuaciones extremas en cualesquiera de: **(i)** extension de presencia; **(ii)** area de ocupacion; **(iii)** numero de localidades o subpoblaciones; **(iv)** numero de individuos maduros. Com os dados atualmente disponíveis, nenhuma dessas condições adicionais pôde ser comprovada de forma suficiente. Apesar disso, o Critério A classifica a espécie como "Em Perigo" (EN), o que prevalece por se tratar de uma categoria de ameaça mais severa. Assim, a avaliação final do táxon é determinada por esse critério.

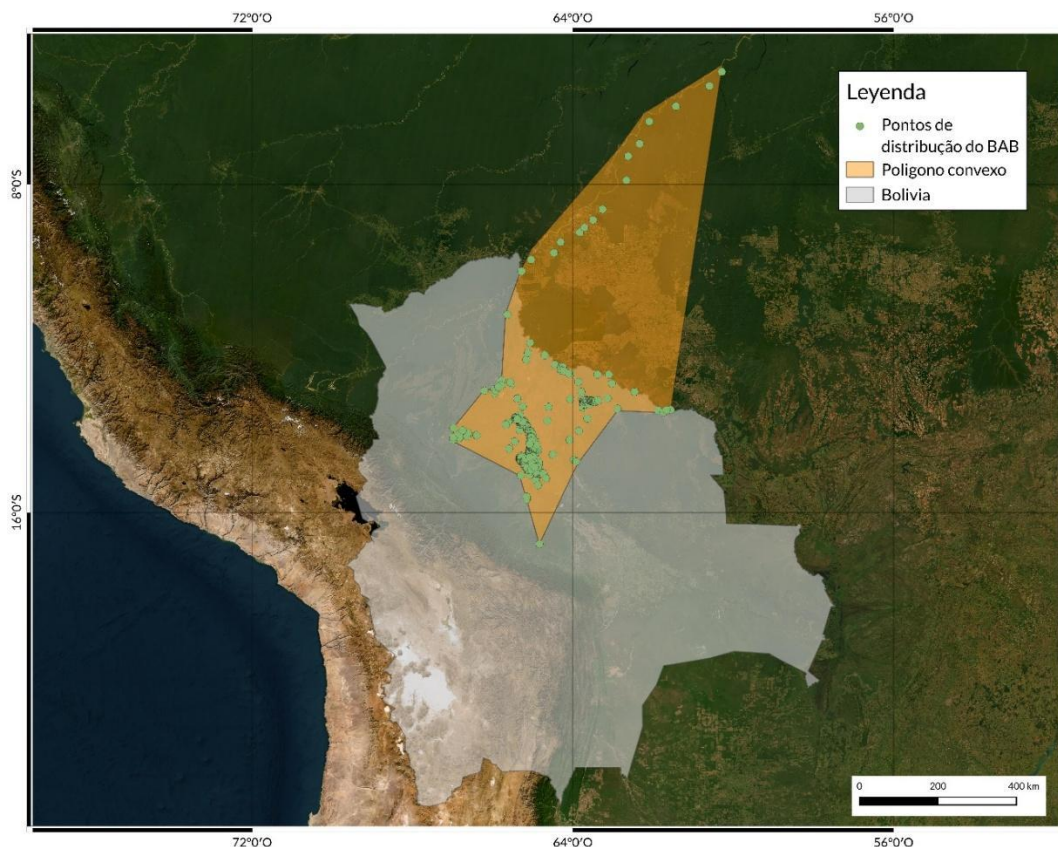


Figura 4.2. Polígono convexo obtido a partir da projeção dos pontos da base de dados atualizada para a Bolívia e o cálculo das áreas para avaliar o critério B: EOO= 453,642.957 km² (LC) e AOO=1,812.000 km² (VU)

4.4.DISSCUSSÃO

Os resultados desta avaliação preliminar indicam, de forma sugestiva com o marco metodológico da IUCN, que o boto-da-amazônia-boliviana (*Inia boliviensis*) enfrenta um risco elevado de declínio populacional. A aplicação do Critério A, apoiada por uma série temporal de mais de duas décadas, permitiu estimar uma redução acumulada de 58,03% em três gerações, valor compatível com a categorização Em Perigo (EN A2acd). Essa conclusão é particularmente importante por tratar-se do primeiro exercício no país que traduz evidências demográficas em uma categoria formal de ameaça, alinhada a padrões internacionais e útil para orientar políticas públicas e prioridades de manejo.

A opção por ancorar a categorização no Critério A decorre da robustez relativa dos dados de tendência obtidos no sistema Ibare–Tijamuchi–Mamoré e da persistência documentada das pressões antrópicas. Mesmo que o modelo estatístico não aponte um declínio conclusivo ou estadístico para toda a sub-bacia, a taxa média anual negativa (−0,011511) e a coerência com a

literatura regional justificam a adoção do princípio da precaução. Na prática, os subcritérios a (queda na abundância), c (degradação/fragmentação do habitat) e d (mortalidade por exploração e bycatch) descrevem com fidelidade as vias de impacto hoje ativas no território boliviano.

O Critério B, por sua vez, forneceu métricas espaciais informativas— $EOO = 453.642,957 \text{ km}^2$ e $AOO = 1.812,000 \text{ km}^2$ —mas não pôde ser formalmente aplicado por ausência de, pelo menos, duas condições adicionais comprovadas (p. ex., fragmentação severa e flutuações extremas). Ainda assim, esses valores ajudam a interpretar o paradoxo conservacionista: uma EOO ampla pode mascarar um uso efetivo do espaço mais restrito (AOO), sobretudo quando a qualidade do habitat decai de forma heterogênea. Essa leitura espacial complementa o Critério A e indica onde concentrar esforços de monitoramento e mitigação.

O pano de fundo biogeográfico reforça a legitimidade de tratar a porção boliviana como unidade evolutivamente significativa (ESU). A montante da cachoeira de Teotônio, os botos exibem genoma nuclear de BAB sem sinais de introgressão por *I. geoffrensis*, ao passo que, a jusante, ocorre uma ampla zona híbrida com introgressão assimétrica. Esse arranjo histórico de isolamento com conectividade unidirecional limitada sustenta a necessidade de avaliações e ações de conservação específicas para a população boliviana, evitando inferências diretas a partir de contextos híbridos ou de outras sub-bacias.

Há, contudo, incertezas e lacunas que precisam ser enfrentadas para fortalecer avaliações futuras sob o resto de critérios. Prioridades claras incluem: (i) padronizar e ampliar o esforço amostral em áreas sub-representadas (p. ex., Pando); (ii) consolidar mais séries temporais comparáveis para reduzir vieses de detectabilidade e flutuações ; (iii) estimar com maior precisão o número de indivíduos maduros e a estrutura por subpopulações; e (iv) integrar dados ambientais (hidrologia, conectividade, ruído subaquático, contaminação) em modelos de viabilidade populacional. Essas frentes permitirão, no médio prazo, avaliar condições adicionais do Critério B e considerar os Critérios C/D/E.

Do ponto de vista de gestão e políticas, a categoria EN oferece um mandato claro: implementar medidas de evitar o bycatch (regulação de malhagens, tempos de revisão e proibição de redes em confluências críticas), ordenar o tráfego fluvial em trechos sensíveis, criar/proteger zonas núcleo em meandros e confluências prioritárias, e fortalecer o controle de poluentes. Em paralelo, a articulação binacional no Madeira é indispensável para mitigar efeitos cumulativos de barragens e manter, onde possível, a conectividade ecológica remanescente.

REFERÊNCIAS

- Aliaga-Rossel, E. (2000). *Distribución y abundancia del delfín de río, bufeo (Inia geoffrensis) en el río Tijamuchi, Beni, Bolivia*. Tesis de Licenciatura, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia,
- 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.
- Aliaga-Rossel, E. (2003). Situación actual del delfín de río (*Inia geoffrensis*) en Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 38(2), 167-177.
- Aliaga-Rossel, E. (2010). Conservation of the river dolphin (*Inia boliviensis*) in Bolivia. *Biology, Evolution and Conservation of the River dolphins in South America and Asia: Unknown dolphins in danger*. Nova Publishers, New York, 55-70.
- Aliaga-Rossel, E., Beerman, A., & Sarmiento, J. (2010). Stomach Content of a Juvenile Bolivian River Dolphin (*Inia geoffrensis boliviensis*) from the Upper Madeira Basin, Bolivia. *Aquatic mammals*, 36(3), 284-287.
- Aliaga-Rossel, E., & Guizada-Duran, L. A. (2020a). Bolivian river dolphin site preference in the middle-section of Mamoré River, upper Madeira river basin, Bolivia. *Therya*, 11(3), 459-465.
- Aliaga-Rossel, E., & Guizada-Duran, L. A. (2020b). Four decades of research on distribution and abundance of the Bolivian river dolphin *Inia geoffrensis boliviensis*. *Endangered Species Research*, 42, 151-165. doi:<https://doi.org/10.3354/esr01041>
- Aliaga-Rossel, E., Martins, M. B., Barrera, S., Benítez, Á., Cano, C. A., dos Santos, T. C. M., . . . Paredes-Leguizamón, G. (2023). Capítulo 2: Situación, tendencias y dinámica de la diversidad biológica y las contribuciones de la naturaleza para las personas. In M. E. Corvalán (Ed.), *Evaluación Rápida de la Diversidad Biológica y Servicios Ecosistémicos en la Región Amazónica* (pp. 167). Brasilia, Brasil: OTCA, Proyecto OTCA/BIOMAZ, GIZ-Brasil, Ministerio Federal Alemán de Cooperación Económica y Desarrollo (BMZ), Instituto Humboldt (Colombia).
- Aliaga-Rossel, E., & McGuire, T. (2010). Iniidae. In R. B. Wallace, H. Gómez, Z. R. Porcel, & D. I. Rumiz (Eds.), *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Centro de Difusión Simón I. Patiño.
- Aliaga-Rossel, E., McGuire, T., & Hamilton, H. (2006). Distribution and encounter rates of the river dolphin (*Inia geoffrensis boliviensis*) in the central Bolivian Amazon. *Journal Cetacean Research and Managment*, 8(1), 87-92.

- Anderson, S. (1997). Mammals of Bolivia: taxonomy and distribution. Bulletin of the AMNH; no. 231.
- Banguera-Hinestroza, E., Cárdenas, H., Ruiz-García, M., Marmontel, M., Gaitán, E., Vázquez, R., & García-Vallejo, F. (2002). Molecular Identification of Evolutionarily Significant Units in the Amazon River Dolphin *Inia* sp. (Cetacea: Iniidae). *The Journal of Heredity*, 93(5), 312-322.
- Barbosa, M. S., Carvalho, D. P., Gravena, W., de Almeida, R., Mussy, M. H., Sousa, E. A., . . . Bastos, W. R. (2021). Total mercury and methylmercury in river dolphins (Cetacea Iniidae: *Inia* spp.) in the Madeira River Basin, Western Amazon. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 45121-45133.
- Berthinussen, A., Smith, R. K., & Sutherland, W. J. (2021) Marine and Freshwater Mammal Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions. In: *Vol. Conservation Evidence Series Synopses* (pp. 237). Cambridge UK: University of Cambridge.
- Best, R., & da-Silva, V. (1989). Biology, status and conservation of *Inia geoffrensis* in the Amazon and Orinoco river basin. In W. F. Perrin, R. L. Brownell Jr, Z. Kaiya, & L. Jiankang (Eds.), *Biology and conservation of the river dolphins, International Union For Conservation Of Nature And Natural Resource (IUCN)* (pp. 23-34). Gland, Switzerland.: Species Survival Commission.
- Brum, S., da Silva, V. M. F., Rossoni, F., & Castello, L. (2015). Use of dolphins and caimans as bait for *Calophysus macropterus* (Lichtenstein, 1819)(Siluriforme: Pimelodidae) in the Amazon. *Journal of Applied Ichthyology*, 31(4), 675-680.
- Campbell, E., Alfaro-Shigueto, J., Aliaga-Rossel, E., Beasley, I., Briceño, Y., Caballero, S., . . . Hines, E. (2022). Challenges and priorities for river cetacean conservation. *Endangered Species Research*, 49, 13-42. doi:<https://doi.org/10.3354/esr01201>.
- CIBIOMA-UABJB, & GAML. (2025). *Plan de Maneo del Área Protegida Municipal Gran Mojos*. Retrieved from Loreto, Beni, Bolivia:
- CIBIOMA-UABJB, & GAMT. (2025). *Plan de Maneo del Área Protegida Municipal Ibare Mamoré*. Retrieved from Trinidad, Beni, Bolivia:
- Committee on Taxonomy. (2020). List of marine mammal species and subspecies. Retrieved from <https://marinemammalscience.org/species-information/list-marine-mammal-species-subspecies/>

Crossman, C. A., Taylor, E. B., & Barrett-Lennard, L. G. (2016). Hybridization in the Cetacea: widespread occurrence and associated morphological, behavioral, and ecological factors. *Ecology and evolution*, 6(5), 1293-1303.

da Silva, V. (1994). *Aspects of the biology of the Amazonian dolphin genus Inia and Sotalia fluviatilis*. . (Doctor pf phylosophy). University of Cambridge, England.

da Silva, V., & Martin, A. R. (2010). Status, threats, conservation initiatives and possible solutions for *Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis* in Brazil. . In F. Trujillo, E. Crespo, P. A. Van Damme, & J. S. Usma (Eds.), *The Action Plan for South American River Dolphins 2010 – 2020*. (pp. 119-139). Bogotá, D.C., Colombia.: WWF, Fundación Omacha, WDS, WDCS, Solamac.

da Silva, V., Trujillo, F., Martin, A., Zerbini, A. N., Crespo, E., Aliaga-Rossel, E., & Reeves, R. (2018). *Inia geoffrensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T10831A50358152*. doi:<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T10831A50358152.en>

da Silva, V. M., Brum, S. M., de Mello, D. M. D., de Souza Amaral, R., Gravena, W., Campbell, E., . . . Mintzer, V. (2023). The Amazon River dolphin, *Inia geoffrensis*: What have we learned in the last two decades of research? *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 18(1), 139-157.

Echeverria, A., Botta, S., Marmontel, M., Melo-Santos, G., Fruet, P., Oliveira-da-Costa, M., . . . Van Damme, P. A. (2022). Trophic ecology of Amazonian River dolphins from three rivers in Brazil and Bolivia. *Mammalian Biology*, 102(5), 1687-1696.

Emin-Lima, R., Machado, F. A., Siciliano, S., Gravena, W., Aliaga-Rossel, E., de Sousa e Silva, J., . . . de Oliveira, L. R. (2022). Morphological disparity in the skull of Amazon River dolphins of the genus *Inia* (Cetacea, Iniidae) is inconsistent with a single taxon. *Journal of Mammalogy*, 103(6), 1278-1289.

Escobar-WW, M., Rey Ortiz, G., Coca Mendez, C., Cordova Clavijo, L., Sainz, L., Moreno Aulo, F., . . . Van Damme, P. A. (2020). La pesquería de una especie carroñera (*Calophysus macropterus*) y su posible impacto en las poblaciones del bufeo boliviano (*Inia geoffrensis boliviensis*) en la Amazonía boliviana. *Hidrobiología Neotropical y Conservación Acuática*, 1(1), 26-41.

FAUNAGUA-WCS. (2022). *Pesca y seguridad alimentaria en los Llanos de Moxos y sus áreas de influencia*. Grupo de Trabajo para los Llanos de Moxos. Retrieved from La Paz, Bolivia:

Garner, B. A., Hoban, S., & Luikart, G. (2020). IUCN Red List and the value of integrating genetics. *Conservation Genetics*, 21(5), 795-801.

- Grabert, H. (1984). Migration and speciation of the South American Iniidae (Cetacea, Mammalia). *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 49(6), 334-341.
- Gravena, W., da Silva, V., da Silva, M., Farias, I. P., & Hrbek, T. (2015). Living between rapids: genetic structure and hybridization in the botos (Cetacea: Iniidae: *Inia* spp.) of the Madeira River, Brazil *Biological Journal of the Linnean Society*.
- Gravena, W., Farias, I. P., da Silva, M., da Silva, V., & Hrbek, T. (2014). Looking to the past and the future: were the Madeira River rapids a geographical barrier to the boto (Cetacea: Iniidae)? . *Conserv. genet.* doi:10.1007/s10592-014-0565-4
- Guizada-Duran, L. A., & Aliaga-Rossel, E. (2016). Population data of the Bolivian river dolphin (*Inia boliviensis*) in Mamore River, Upper Madeira Basin. *Aquatic mammals*, 42(3), 330-338. doi:<https://doi.org/10.1578/AM.42.3.2016.330>
- Hamada-Fearnside, N., Tavares, E., Carvalho, N., Gross, M., Schneider, C., Silva, V. M. F. d., & Gravena, W. (2017). *Cytogenetic analysis of Inia boliviensis reveals a new evidence of differentiation from I. geoffrensis*. Paper presented at the Abstract of 22nd Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Volume 1.
- Hamilton, H., Caballero, S., Collins, A. G., & Brownell Jr, R. L. (2001). Evolution of river dolphins. *The Royal Society*, 268, 549-558.
- Hrbek, T., da Silva, V., Dutra, N., Gravena, W., Martin, A., & Pires, I. (2014). A new species of river dolphin from Brazil or: How little do we know our biodiversity. *PLOS one*, 9(1), 12.
- Iniciativa de Delfines de Río de Suramérica (SARDI). (2022). *Políticas y acciones de conservación de los delfines de río en América del Sur*. Retrieved from <https://wwf.panda.org/es/?5274866/politicasconservaciondelfines>
- IUCN. (2012). *Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN, versión 3.1* (Segunda ed.). Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: IUCN.
- Lehman N, Eisenhawer A, Hansen K, Mech LD, Peterson RO, Gogan PJP, Wayne RK. 1991. Introgression of coyote mitochondrial DNA into sympatric North American gray wolf populations. *Evolution* 45: 104–119.
- Marmontel, M., de Melo, J. F., Frias, M. P., Giovanni, A., de Almeida-Coelho, H. I. C., & Pérez, H. P. J. (2020). *Amazonian River Dolphin Density Estimates in the Mamirauá Sustainable Development*

Reserve 2017–2019. Paper presented at the Proceedings of the International Whaling Commission, Scientific Committee Meeting, Virtual.

Martin, A. R., & da Silva, V. (2004a). Number, seasonal movements, and residency characteristics of river dolphins in an Amazonian floodplain lake system. *Canadian Journal of Zoology*, 82(8), 1307-1315.

Martin, A. R., & da Silva, V. (2004b). River dolphins and flooded forest: seasonal habitat use and sexual segregation of botos (*Inia geoffrensis*) in an extreme cetacean environment. *J. Zool., Lond.*, 263, 295-305. doi:DOI:10.1017/S095283690400528X.

Martin, A. R., & da Silva, V. (2018). Reproductive parameters of the Amazon river dolphin or boto, *Inia geoffrensis* (Cetacea: Iniidae); an evolutionary outlier bucks no trends. *Biological Journal of the Linnean Society*, 123(3), 666-676.

Martínez-Agüero, M., Flores-Ramírez, S., & Ruiz-García, M. (2006). First report of major histocompatibility complex class II loci from the Amazon pink river dolphin (genus *Inia*). *Genetics and Molecular Research*, 5(3), 421-431.

McGuire, T., & Aliaga-Rossel, E. (2007). Seasonality of Reproduction in Amazon River Dolphins (*Inia geoffrensis*) in Three Major River Basins of South America. *Biotropica*, 39(1), 129-135.

McGuire, T., & Aliaga-Rossel, E. (2010). Ecology and conservation status of river dolphins *Inia* and *Sotalia* in Peru. . In F. Trujillo, E. Crespo, P. A. Van Damme, & J. S. Usma (Eds.), *The Action Plan for South American River Dolphins 2010 – 2020*. (pp. 57-83). Bogotá, D.C., Colombia.: WWF, Fundación Omacha, WDS, WDCS, Solamac.

McGuire, T., & Winemiller, K. O. (1998). Occurrence patterns, habitat associations and potential prey of the river dolphin, *Inia geoffrensis*, in the Cianuco river, Venezuela. *Biotropica*, 30, 625-638.

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(3), 359.

MMAyA. (2020). *Plan Nacional para la Conservación del Bufo boliviano (Inia boliviensis) (2020-2025)*. La Paz, Bolivia.

Moore, J. E., Martin, T., & Silva, V. d. (2018). Intrinsic growth (R max) and generation time (T) estimates for *Inia geoffrensis*, in support of an IUCN Red List re-assessment.

Mosquera-Guerra, F., Trujillo, F., Parks, D., Oliveira-da-Costa, M., Van Damme, P., Echeverría, A., . . . Marmontel, M. (2019). Mercury in populations of river dolphins of the Amazon and Orinoco basins. *EcoHealth*, 16, 743-758.

Mosquera-Guerra, F. T., Fernando, Diaz-Granados, M. C., & Mantilla-Meluk, H. (2015). Estimación poblacional y densidad para *Inia geoffrensis* y *Sotalia fluviatilis* en los ecosistemas acuáticos de la Amazonia y Orinoquia Colombiana. *Mom. Cien.*, 12((2)), 93-99.

Paterson H. 1978. More evidence against speciation by reinforcement. *South African Journal of Science* 74: 369–371.

Pilleri, G. (1969). On the behaviour of the Amazon Dolphin, *Inia geoffrensis* in Beni (Bolivia). *Revue Suisse de Zoologie*, 76(4), 57-91.

Pilleri, G., & Gihl, M. (1977). Observations on the Bolivian (*Inia geoffrensis* d'Orbigny, 1834) and the Amazonian Buffe (*Inia geoffrensis* de Blainville, 1817) with description of a new subspecies (*I. geoffrensis humboldtiana*). *Investigation on Cetacean*, 8, 11-76.

Ruíz-García, M. (2009). Changes in the demographic trends of pink river dolphins (*Inia*) at the microgeographical level in Peruvian and Bolivian rivers and within the the Upper Amazon Microsatellites and mtdna analyses and insights into *Inia*'s origin. In M. Ruíz-García & J. Shostell (Eds.), *Biology, Evolution and conservation of river dolphins within South America and Asia: Unknown Dolphins In Danger*. Hauppauge, NY.: Nova Science Publishers, Inc.

Ruiz-García, M., Banguera, E., & Cardenas, H. (2006). Morphological analysis of three *Inia* (Cetacea: Iniidae) populations from Colombia and Bolivia. *Acta Theriologica*, 51, 411-426.

Ruiz-García, M., Caballero, S., Martinez-Agüero, M., & Shostell, J. M. (2008). Molecular differentiation among *Inia geoffrensis* and *Inia boliviensis* (Iniidae, Cetacea) by means of nuclear intron sequences. In (pp. 177-223): Nova Science Publisher, Inc. New York.

Ruiz-García, M., Ruiz-García, M., & Shostell, J. (2010). Micro-geographical genetic structure of *Inia geoffrensis* in the Napo-Curaray River basin by means of Chesser's models. In (pp. 131-160): Nova Science Publishers., Inc.. New York.

Ruíz-García, M., & Shostell, J. (2009). *Biology, Evolution and conservation of river dolphins within South America and Asia: Unknown Dolphins In Danger*. Hauppauge, NY.: Nova Science Publishers, Inc.

Schudel, G., Miserendino, R. A., Veiga, M. M., Velasquez-López, P. C., Lees, P. S., Winland-Gaetz, S., . . . Bergquist, B. A. (2018). An investigation of mercury sources in the Puyango-Tumbes River: Using stable Hg isotopes to characterize transboundary Hg pollution. *Chemosphere*, 202, 777-787.

Tarifa, T., & Aguirre, L. (2009). Mamíferos. In M. d. M. A. y. Agua (Ed.), *Libro Rojo de la fauna Silvestre de Vertebrados de Bolivia* (pp. 419-571). La Paz, Bolivia.

Tavera, G., Aliaga-Rossel, E., Van Damme, P. A., & Crespo, A. (2010). Distribution and conservation status of the Bolivian river dolphin *Inia boliviensis* (d'Orbigny 1832). . In F. Trujillo, E. Crespo, P. A. Van Damme, & J. S. Usma (Eds.), *The Action Plan for South American River Dolphins 2010 – 2020*. (pp. 95-117). Bogotá, D.C., Colombia.: WWF, Fundación Omacha, WDS, WDCS, Solamac.

Taxonomy, C. o. (2023). List of marine mammal species and subspecies. In: Society for Marine Mammalogy.

Trujillo-González, F., Mosquera-Guerra, F., & Franco, N. (2019). Delfines de río: especies indicadoras del estado de salud de los ecosistemas acuáticos de la Amazonia y la Orinoquia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 43(167), 199-211.

Trujillo, F., Crespo, E., Van Damme, P. A., & Usma, J. (Eds.). (2010). *The Action Plan for South American River Dolphins 2010 – 2020*. Bogota, Colombia.

Zurita Roca, L. (2019). *Efecto del ruido de los motores de embarcaciones, sobre el comportamiento vocal y la reacción instantánea superficial y vocal del bufeo (Inia boliviensis) en el río ibare - bolivia*. (Licenciatura). Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.

CAPÍTULO 5. CONCLUSÕES GERAIS

Os esforços para reduzir as lacunas de conhecimento sobre o único cetáceo da Bolívia, espécie endêmica e isolada da região avançaram ao longo de mais de 20 anos, consolidando uma equipe de trabalho, padronizando metodologias e gerando informações-chave sobre sua ecologia. As primeiras avaliações de tendência populacional em sua principal área de distribuição indicam que, embora não tenha sido confirmado um declínio significativo nos modelos testados, os setores avaliados na bacia do Mamoré mostram uma redução na população, que pode ser preocupante. Essa possível diminuição exige um monitoramento contínuo para avaliar mudanças associadas ao aumento ou redução de ameaças. A continuidade desses estudos é essencial para evitar o declínio populacional observado em outros cetáceos de água doce. A conservação do boto-da-amazônia-boliviana requer medidas urgentes para mitigar a perda de habitat, a poluição e os impactos da pesca.

O surgimento de novas metodologias deve ser considerado para melhorar a precisão dos dados obtidos para avaliar a ocorrência, sazonalidade e tendências populacionais de BAB em todo o seu habitat. Este estudo destaca o potencial do uso de drones para a avaliação das populações ameaçadas de extinção do BAB. A utilização de drones oferece diversas vantagens em relação aos métodos tradicionais baseados em embarcações, incluindo um aumento na precisão das estimativas populacionais (registro de até 3,16 vezes mais indivíduos do que as embarcações, especialmente em áreas com grupos numerosos e, sobretudo, em ambientes de águas claras), e menor perturbação aos animais. Ao fornecer uma perspectiva aérea de alta resolução, os drones melhoram a detecção de indivíduos, especialmente em grupos grandes. Esses resultados sugerem que levantamentos com drones podem desempenhar um papel crucial em estudos comportamentais e em iniciativas de conservação da vida selvagem, fornecendo dados complementários, robustos e confiáveis para avaliações populacionais.

A implementação bem-sucedida de levantamentos de dados com drones requer uma consideração cuidadosa das práticas éticas de pesquisa e protocolos de voo responsáveis. É fundamental garantir que o uso da tecnologia no monitoramento da fauna esteja alinhado com os objetivos de conservação e minimize qualquer impacto negativo potencial sobre as espécies estudadas. A padronização das metodologias e a integração de tecnologias avançadas, como técnicas de aprendizado de máquina, podem aprimorar ainda mais a análise e o processamento dos dados, aumentando a eficiência e a eficácia dos estudos sobre a fauna. Ao adotar esses

avanços tecnológicos e incorporar considerações éticas, podemos avançar na conservação e no manejo do BAB, contribuindo para a compreensão e a proteção dessa espécie ameaçada.

O monitoramento acústico passivo (PAM) consolidou-se como uma ferramenta potencialmente eficaz para o estudo dos padrões de atividade e do uso do habitat em cetáceos. Com mais de 7.300 horas de gravação, foi possível caracterizar as variações sazonais e diárias na atividade acústica do BAB, estabelecendo uma base inicial para futuras pesquisas e estratégias de conservação. Os resultados revelam que a presença acústica do BAB é influenciada por fatores ambientais, com um aumento significativo da atividade nos meses de janeiro e julho que concordam com tempos de maior movimento de peixes nos rios, sugerindo uma relação com a disponibilidade de presas e a dinâmica sazonal do ecossistema. Além disso, os modelos GAMM identificaram um padrão de maior atividade durante a tarde e noite (18h e 22h), particularmente em temperaturas moderadas (22°C–26°C), enquanto temperaturas superiores a 30°C reduzem drasticamente a probabilidade de detecção. Este estudo confirma a utilidade do monitoramento acústico para pesquisas com golfinhos fluviais e destaca a necessidade de expandir o esforço amostral para diferentes habitats. A integração do PAM com outras metodologias permitirá uma melhor compreensão da ecologia e do comportamento do BAB, promovendo estratégias de manejo mais eficazes para sua conservação em um ambiente altamente impactado por atividades humanas. Esses resultados reforçam a importância do monitoramento acústico como um método complementar para avaliar a dinâmica populacional e o comportamento do BAB.

Finalmente, com as informações geradas e utilizando dados complementares conforme as diretrizes da IUCN, foi realizada uma avaliação preliminar do estado de conservação do BAB na Bolívia, obtendo como resultado uma categorização de Em Perigo (EN A2acd), dado que a população experimentou uma redução de pelo menos 50% em três gerações, com dados de observação direta (*subcritério a*), deterioração da qualidade ambiental, principalmente devido a represas e mudanças no uso do solo (*subcritério c*), e exploração direta e mortalidade incidental, derivadas da caça para uso como isca e da captura em artes de pesca tradicionais e comerciais (*subcritério d*). A análise dos critérios da IUCN permitiu consolidar e atualizar as informações sobre o estado de conservação do BAB na Bolívia. Foi evidenciado que a espécie enfrenta múltiplas ameaças, como a captura incidental em redes de pesca, fragmentação do habitat, tráfego fluvial intensificado e contaminação por mercúrio derivada da mineração de ouro. Embora a área de ocupação e presença tenha sido calculada utilizando ferramentas SIG e metodologias padronizadas, esses dados ainda não atendem ao Critério B da IUCN para

avaliação. De qualquer forma, é necessário expandir esses estudos para regiões menos exploradas, como os rios da sub-bacia do Iténez e o departamento do Pando.

Este estudo reafirma a necessidade de fortalecer os esforços de conservação de *Inia boliviensis*, integrando metodologias inovadoras, como o monitoramento com drones e a acústica passiva, junto com estratégias de gestão baseadas em informações científicas atualizadas.

A implementação eficaz do Plano de Ação Nacional 2022-2025, assim como a alocação de recursos para programas de monitoramento e mitigação de ameaças, são fundamentais para garantir a persistência desta espécie em um ecossistema cada vez mais impactado por atividades humanas.

ANEXO 1.1 – Publicação do capítulo. Guizada Duran, L. A., Aliaga-Rossel, E., Frias, M. P., & Zerbini, A. N. (2024). Bolivian River Dolphin trends: A long-term analysis in the Mamore basin. *PLOS one*, 19(10), e0308806.

RESEARCH ARTICLE

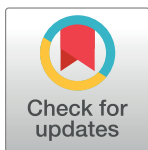
Bolivian River Dolphin trends: A long-term analysis in the Mamore basin

Luis A. Guizada Duran^{1,2*}, Enzo Aliaga-Rossel², Mariana Paschoalini Frias^{1,3}, Alexandre N. Zerbini^{1,4,5,6}

1 Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, Universidade Federal Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil, **2** Institute of Ecology, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia, **3** World Wide Fund for Nature—Brazil, Brasília, BR, **4** Cooperative Institute for Climate, Ocean and Ecosystem Studies, University of Washington & National Marine Mammal Laboratory, Alaska Fisheries Science Center, NOAA Fisheries, Seattle, WA, United States America, **5** Marine Ecology and Telemetry Research, Seabeck, WA, United States America, **6** Institute Aquile, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil

✉ These authors contributed equally to this work.

* l.guizada.duran@gmail.com



Abstract

South American river dolphins face significant threats from intense human activities, resulting in habitat loss, fragmentation of their natural connectivity, overfishing, pollution, and incidental and intentional catches for use as bait for fisheries. From 1998 to 2022, 12 surveys were conducted in a river system in the Mamore River (Ibare-Tijamuchi-Mamore) basin, one of the primary distribution areas of the Bolivian river dolphin (BRD - *Inia geoffrensis boliviensis*). Generalized linear models (GLMs) were used to assess population trends. The most supported model does not definitively indicate a decline in population. The estimated mean annual rate of population change for BRDs over the 24-year monitoring period was -0.0115 per year. The average count of BRDs in the Ibare River is lower (mean = 20, n = 4) compared to the mean of Tijamuchi (mean = 260, n = 4), and the same pattern is observed with the Mamore River (mean = 76, n = 4). There is tentative visual evidence of negative trend for the count of BRD based on the GLM curves, but the statistics are still inconclusive to the sub-basin of the Mamore River. This study highlights the importance of continue with monitoring efforts on river dolphin populations. Similar population dynamics are observed in other river dolphin species in the Amazon region, requiring immediate actions to reduce mortality and reverse the concerning decreasing trend exhibited by these populations.

OPEN ACCESS

Citation: Guizada Duran LA, Aliaga-Rossel E, Frias MP, Zerbini AN (2024) Bolivian River Dolphin trends: A long-term analysis in the Mamore basin. PLoS ONE 19(10): e0308806. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0308806>

Editor: Ram Kumar, Central University of South Bihar, INDIA

Received: January 10, 2024

Accepted: July 31, 2024

Published: October 4, 2024

Copyright: This is an open access article, free of all copyright, and may be freely reproduced, distributed, transmitted, modified, built upon, or otherwise used by anyone for any lawful purpose. The work is made available under the [Creative Commons CC0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/) public domain dedication.

Data Availability Statement: All relevant data are within the manuscript and its [Supporting Information](#) files.

Funding: DECLARATION OF AWARDS AND FUNDING We, the authors of this study, hereby declare the following details regarding the awards and funding received: 1. ****Authors and Awards:**** - LGD-EAR: Awarded grant number 35641-1. - LGD-EAR: Awarded grant number 1-2-A-6219-1. 2. ****Funders:**** - The Rufford Foundation. - International Foundation for Science. 3. ****Funder Websites:**** - The Rufford Foundation: <https://rufford.org/>

Introduction

Defaunation during the Anthropocene has been considered a critical conservation issue globally [1]. The estimated global vertebrate extinction rate is 100 times greater than the average of the last ten million years and continues to accelerate [2, 3], the highest proportion of extinctions has occurred in freshwater ecosystems [4]. Similarly, trends in vertebrate population have been rapidly declining since 1970, with an 84% decrease in the diversity of freshwater species [3].

www.rufford.org/ - International Foundation for Science: [<https://www.ifs.se/>] 4. **Role of Sponsors or Funders:** - The Rufford Foundation and the International Foundation for Science did not any play role in the study design, data collection, or data analysis. Their support was solely financial, contributing to the execution of the research outlined in this study. We affirm that all the information provided in this declaration is accurate and complete to the best of our knowledge.

Competing interests: The authors have declared that no competing interests exist.

In most tropical areas people use natural resources having direct access to rivers and other freshwater systems [5]. These activities include fishing for food and commerce, irrigation, transportation, construction, industrial activities, recreation, and cultural relationship. Also involving habitat modifications such as hydroelectric dams to supply electricity, reducing flood risk, large-scale agro-industrial irrigation and improving transport. These events, however, greatly contribute to habitat degradation and destruction, limiting species range and generating unfavorable conditions to river dolphin-human interactions [6, 7].

River dolphins are a particularly vulnerable group of freshwater small cetaceans found in tropical rivers in Asia and South America [8]. As an example, the result of heavily fishery interactions and strong habitat degradation, the Baiji (*Lipotes vexilifer*) is functionally extinct [9], while the Gangetic and Indian river dolphins (*Platanista gangetica gangetica* and *P.g. minor*) face relatively fast populations decline, affected by changes habitat structure caused by anthropogenic activities [8, 10, 11].

Recent evidence suggests a similar scenario for the Amazon river dolphin (*Inia geoffrensis*) in Central Amazon, Brazil [6]. Therefore, all species of the genus *Inia* are listed as "Endangered" (EN) under the IUCN Red List, partly due to habitat degradation and modification, accidental mortality, and intentional catches, which have resulted in a concerning population decline. It is unlikely that these pressures will diminish unless there is a significant change in the socio-political, economic, and human demographic landscape [6].

The Bolivian River dolphin (BRD) (*Inia geoffrensis boliviensis*, d'Orbigny 1834) belongs to the Amazonian River dolphin group (Genus: *Inia*) and was naturally separated from *Inia geoffrensis* by rapids and cascades, a geographic barrier between Porto Velho and Guajará-Mirim in Brazil [6, 12]. Geographic isolation has prevented any genetic flow that could enhance the populations on the Bolivian side upriver [13]. The construction of Jirau and San Antonio dams in Brazil, have isolated the Amazonian river-dolphin population and most likely will have consequences in the area [14], however, these dams are located downriver, below the rapids and cascades and does not affect directly the upriver BRD populations in Bolivia.

On the other hand, despite significant scientific evidence [15, 16], the BRD has not yet been officially recognized as a distinct species by the Society for Marine Mammalogy Committee on Taxonomy [17]. Despite its isolation, is considered the least threatened species within the Amazonian dolphin group and holds a favorable conservation status [18].

Nevertheless, likewise other river dolphin species, the BRD is susceptible to the cumulative impacts of human-induced alterations in the freshwater environment. With a low reproductive rate and at least two-year birth interval, the BRD has limited ability to recover from any population loss [19, 20]. Despite Bolivia declared BRD as national natural heritage, and released a conservation action plan, there have been few endeavors to comprehend its population dynamics and to implement any direct conservation action. In this study, we investigated the population trend scenario of the BRD on its core distribution range in the middle Mamore River (Ibare-Mamore-Tijamuchi complex), Bolivia. Over the past 30 years, this region has been the major focus for BRD research, mainly due to the high level of human activity and constitutes the principal area of its distribution. Monitoring data collected over this time can now provide valuable insights to understanding the BRD's population shifts, and possible factors contributing to its declining.

Materials and methods

Study area

The river dolphin abundance survey area is located in the Bolivian Amazon, in the Mamore River basin in the department of Beni, Bolivia. On the Ibare and Tijamuchi rivers, both

clearwater tributaries of the Mamore River (Fig 1). These rivers exhibit clear water characteristics and form a meandering system with noticeable fluctuations in water levels corresponding to the low-water and high-water seasons.

During the high-water season, the average width of the tributary rivers (Ibare and Tijamuchi) is approximately 150 meters, whereas during the low-water season, it decreases to less than half that size, ranging from 50 to 70 meters. In contrast, the Mamore River, one of the

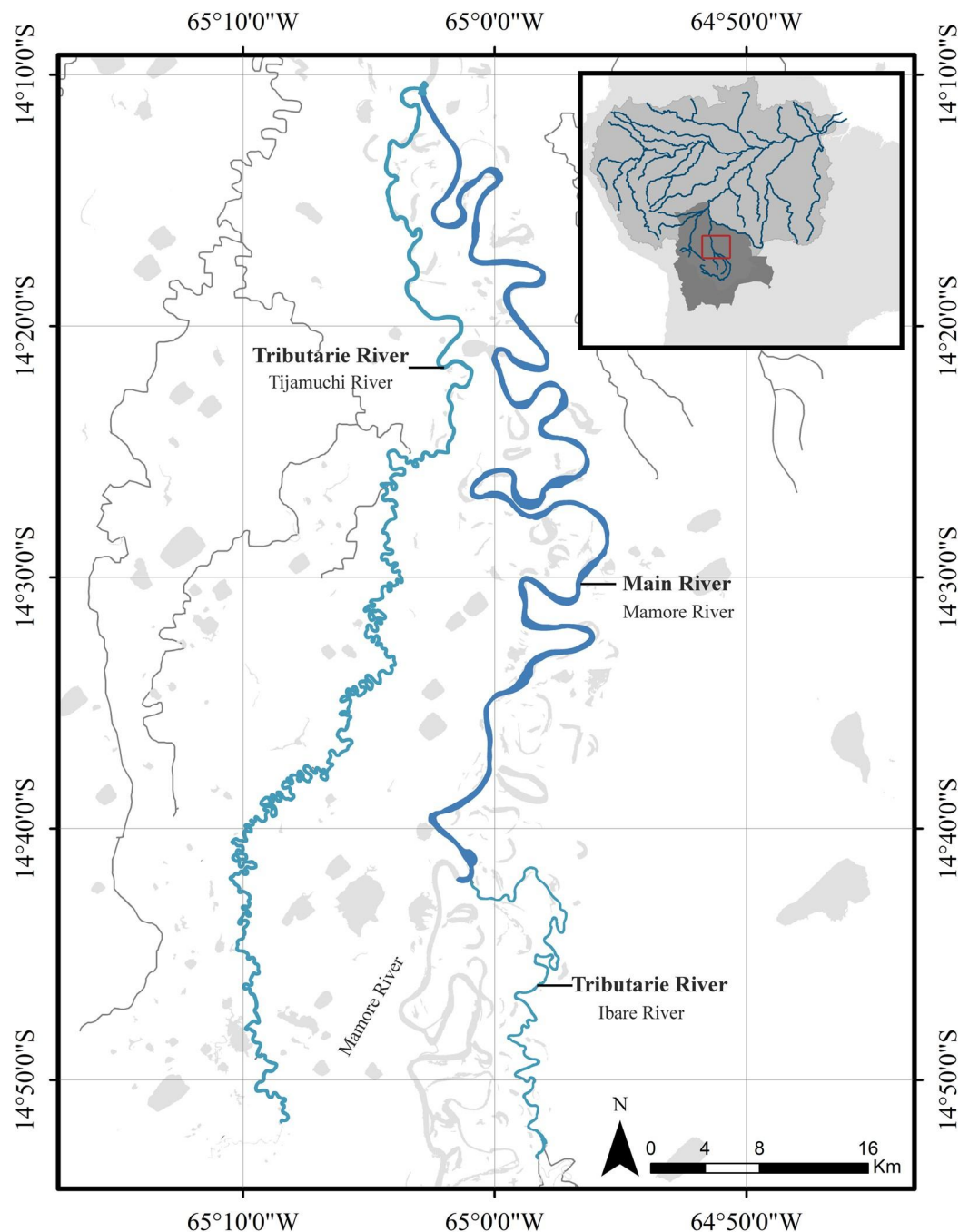


Fig 1. Area of study. Complex formed by three rivers: Ibare and Tijamuchi as tributaries and Mamore as the main river of the sub-basin in Bolivia.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0308806.g001>

main white-water rivers in Bolivia, maintains a width greater than 400 meters during the high-water season.

Besides hosting a significant population of BRD throughout the year, the central Mamore basin experiences substantial anthropogenic use and pressures resulting from various stressors. These stressors include intense boat traffic due to heavy vessels transportation, overfishing, strong deforestation, and frequent uncontrolled human induced forest fires, accidental BRD entanglement in nets (resulting in the mortality especially of calves and juveniles), poaching, and pollution [21, 22].

Data collection

Trends in abundance of the BRD were estimated using dolphin counts on 12 independent visual boat-surveys (1998 to 2022) carried out during the transitional water period of rising and receding waters (i.e., between flooded and dry seasons). The transitional water period is when most of the riverine habitat types are available for river dolphins use, making its distribution less concentrated and increasing boat accessibility in shallow channels [23]. Data collections protocols and methods used were detailed described in Aliaga-Rossel [24] and Gomez-Salazar, Portocarrero-Aya [23]. It involved a combination of line and strip transect, with specific adaptations depending on factors such as the width of the river and the prevailing water level. The surveys were conducted at an average speed of 7–9 km/h on tributaries rivers and 12–15 km/h on Mamore River (due to the force of stream). While all surveys shared common attributes, there were certain differences among them, as outlined in Table 1.

For each transect, a 12 m boat was used with a sighting platform approximately 4 m high located at the bow used by observers to count dolphins. A team of at least four observers/recorders (data recorder, sightings data recorder, and two observers) participated in the visual search for BRD using the naked eye. The observers were positioned at the front of the boat, providing a 180° field of observation ahead. Each sighting was recorded GPS position, group size, and landscape characteristics (type of both shores, habitat type, river width). Each team member rotated their roles, serving as an observer, a data recorder, or taking a resting position. These rotations occurred every two hours to alleviate observer fatigue and minimize perception bias. Observations were conducted within a consistent time frame, from 0700 to 1700 hours, with a one-hour break at midday. Furthermore, observations were made under favorable visibility conditions, characterized by low glare and the absence of rain or strong winds.

Table 1. Comparison of studies conducted in the central Mamore River basin complex over a 20-year period. All surveys collect simple-platform data.

River	Date	# observers	Effort (Km surveyed)	Observer's height above water level
Ibare	Jul/2014	4	75.10	4 m
	Aug/2019	4	71.53	
	Aug/2021	5	71.53	
	Jul/2022	3	71.53	
Mamore	Aug/1998	2	128.36	7 m
	Jul/2014	4	127.86	4 m
	Aug/2019	4	128.36	
	Jul/2022	3	128.36	
Tijamuchi	Aug/1998	2	185	3 m
	May/1999	2	185	3 m
	Jul/2014	3	169.49	4 m
	Aug/2019	4	169.49	

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0308806.t001>

The same team of trained observers, experienced in distance estimation and BRD sighting, participated in all the surveys.

The research permits allowing navigation and BRD surveys were granted by the Directorate of Biodiversity And Protected Areas of the Ministry of Environment and Water of the Plurinational State of Bolivia with the number: MMAYA/VMABCCGDF/DGABP/MEG N°0218/2022.

Modeling approach

Trends in abundance of BRD were estimated within a generalized linear modelling (GLM) framework. Models with two different error structures: (a) Poisson and (b) negative binomial error distributions, both employing a logarithmic link function, were considered. The number of BRD counts was used as the response variable, while sampling year and river (Ibare, Mamore and Tijamuchi) were considered predictor variables. Additionally, the effort (kilometers traveled along the transects) was incorporated as a compensating factor in all models (an offset).

To explore potential non-linear relationships between sightings and temporal variables, the possibility of a quadratic dependence of year was also investigated. The best-fitting model was selected based on the lowest Akaike Information Criterion (AIC) value, with a difference in delta greater than 2 units. The DHARMA Package was used to evaluate model assumptions and to perform model selection [25]. The difference between factor levels was expressed as a percentage by calculating the exponential of each estimator from the best-fitting model. All models and statistical tests were performed using R Statistical Software [26].

Results

Bolivian River Dolphin (BRD) direct counting from the 12 independent surveys (1998–2022) ranged from 11 to 362 individuals (Table 2, details within S1 Table).

A set of 12 GLM models were evaluated (each structure model attach in the S2 Table). The inference in trend was made using the 2nd best model because it contained year as one covariate (we are interested in describing trends in abundance) and, their delta AIC value (less the 2) indicated that was a well-supported model too [27]. This model assumed a negative binomial error distribution.

The best model fitted considered river and year as linear predictors without detecting any quadratic dependence. The mean estimate for the annual rate of population change was --0.0115 per year with a 95% range of -0.0396 to 0.0158 ($p = 0.44$, Table 3). While the model suggests a decline in the abundance of BRDs, the estimated trend is not statistically significant over the 24-year monitoring period. This apparent decreasing tendency is different among the evaluated rivers. The mean BRD count in the Ibare River is approximately 21.2% of the mean observed in the Tijamuchi River, while the mean BRD count in the Mamore River is 41.1% of the mean observed in the reference river (Table 3 and Fig 2).

Discussion

According to a negative binomial distribution model, a significant decline in abundance of the Bolivian River Dolphin (BRD) in the central Mamore River basin during the 24-year study

Table 2. Number of Bolivian River Dolphin BRD (*Inia geoffrensis boliviensis*) observed in each survey.

River	Survey 1998	Survey 1999	Survey 2014	Survey 2019	Survey 2021	Survey 2022
Ibare	--	--	23	30	11	17
Mamore	126	--	31	104	--	42
Tijamuchi	289	231	157	362	--	--

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0308806.t002>

Table 3. Model results for Bolivian River Dolphin (BRD) counts.

Parameter	Estimate	p-value
Year	-0.011511	0.44390
River-Ibare	-1.54819	6.49e-06***
River-Mamore	-0.88696	0.00273**
Explained deviance (R^2)	86.65%	
Null deviance (d.f. ^a)	44.406 (11)	
Residual deviance (d.f.)	12.041 (8)	
Theta	6.59	

^a Degree Freedom

Significance: 0 ***;

0.001 **

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0308806.t003>

period is not yet evident. Although this area has been studied with a consistent monitoring approach by experienced observers, maintaining sampling consistency during the wet-dry transition season and using similar vessels, the trend remains unclear. However, the data in Fig 2 hints at the potential for a negative trend. This may be attributed to the sample size ($n = 12$) and/or high variability in the species distribution among transects due to environmental factors (such as zone productivity, river sinuosity) and intrinsic factors to the species like seasonal and ecological movements [28, 29]. Ongoing surveys in the region would prove immensely valuable in identifying any potential shifts in the likely small and geographically isolated BRD population.

Trends in abundance have been evaluated for the Amazonian River dolphin (*Inia geoffrensis*) in only two small geographical areas within its distribution: In the Amazon River in Colombia, Williams, Moore [30] but only comprised three different survey expeditions, although with sampling limitations they used a bootstrap regression and Bayesian model to estimate the probability of a conditional decline, concluding that there is insufficient evidence of population growth or decline for this species, but still suggested a declining trend. The second study in, the Brazilian Amazon, da Silva et al. [31] with 20-year data collection, concluded that the population in Central Amazon at Mamiraua Reserve surrounding has alarmingly decreased by half each decade.

Population trends are more readily observed in smaller areas, such as the 45 km of the Mamiraua lake system studied by da Silva et al. [31], considering that this species tend to have long-time site fidelity in other areas [32–34], as threats may have a more immediate impact in these localized regions. Furthermore, the time span covered by studies is often limited relative to the lifespan of long-lived species like cetaceans. Conducting large-scale surveys is costly and infrequent, resulting in coverage of only a portion of a population's range. Consequently, changes in habitat distribution can lead to shifts in the proportion of the population available for sampling in a specific region [35]. Conventional modeling approaches applied to small cetacean studies struggle to differentiate whether apparent changes in abundance reflect shifts in population size or variations in distribution [36].

However, notable observations indicate a decrease in BRD populations in the Ibare and Mamore rivers by 21.2% and 41.1%, respectively, when compared to the Tijamuchi river ($p < 0.05$). Previous reports by Aliaga-Rossel and Quevedo [37] and Aliaga-Rossel, Guizada-Duran [38] have also highlighted a noticeable decline in the minimum count of BRDs in both the Ibare and Tijamuchi rivers. The increase of boats, nets, and illegal overfishing activities, coupled with the decline in fish populations, are recurring trends consistently identified by

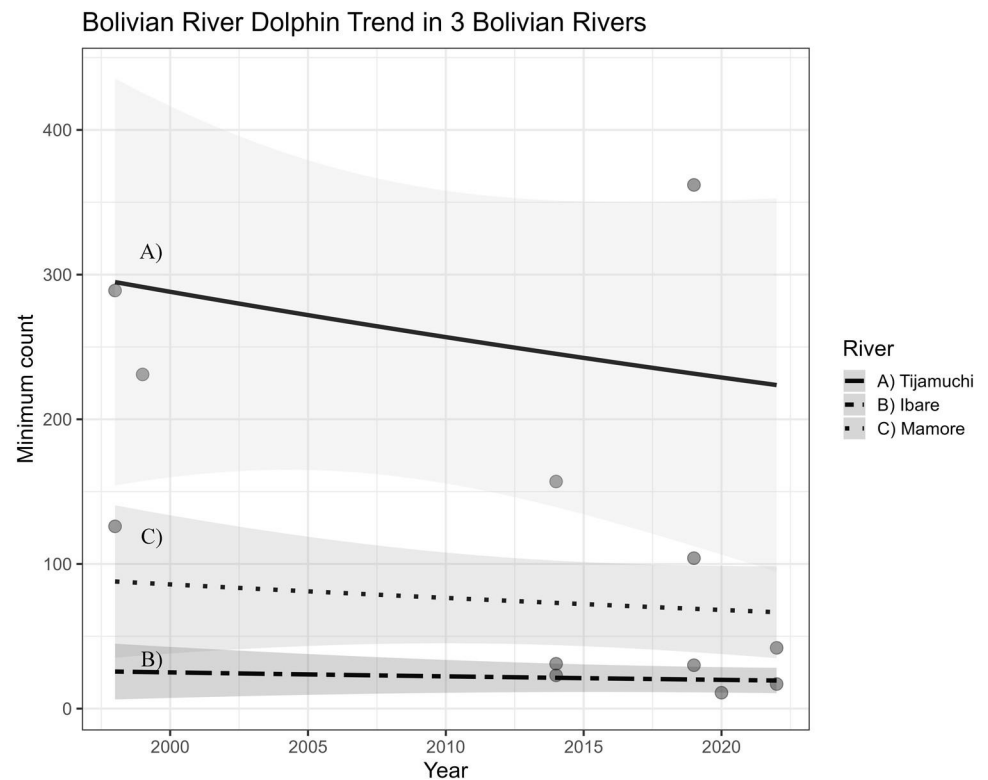


Fig 2. GLM best fitted model. Modeled trend for Bolivian River Dolphin populations in a complex Ibare-Mamore-Tijamuchi River System.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0308806.g002>

local communities during the diagnostic assessments conducted in the area [22, 39, 40], potentially contributing to this decline.

The processes of extinction involve progressive decreases in abundance and geographic range, caused by both natural and human factors [41, 42]. While knowledge of population size and trend is fundamental for determining the risk of species extinction, it is not the only factor to consider. It is necessary to also contemplate factors such as geographic distribution, habitat fragmentation, pressure exerted by human activity, availability of food resources, and adaptive capacity to environmental changes. All these aspects must be carefully analyzed to gain a comprehensive understanding of the situation and to take appropriate measures for the conservation of the BRD and its habitat in Bolivia.

Furthermore, interviews conducted with local communities in the study area have revealed their perception of a consistent depletion of fishery resources over the years [40, 43]. This includes a reduction in the sizes of larger fish and increased difficulty in catching certain (commercial) species. Consequently, many fishermen perceive BRDs as their main competitors for resources and intentionally harm, kill them or use them as bait. Similar situations have been reported in Peru, Colombia, and Brazil [29, 31, 44].

Throughout the assessed period, extreme weather events, such as the 2008 drought and severe flooding in 2010 and 2014, may have significantly influenced population dynamics by necessitating the migration of numerous groups of river dolphins [22]. Although BRD populations exhibit a significant level of residency and limited large-scale movements [33], efforts to investigate migratory movements began in 2017 by Mosquera-Guerra et al. [45] but also in a limited area of Itenez River.

During the study period, the COVID-19 pandemic (2020–2021) had significant implications that could have influenced the presence and abundance of BRD due to the substantial reduction in human river usage. However, the strict lockdown in Bolivia lasted less than four months, and local activities by indigenous and riverside communities, such as fishing, did not cease. The survey conducted in 2020 in one of the study rivers showed no noticeable change in habitat use and population trends (Fig 2). Mosquera et al. [46] noted that home range and occupancy are influenced by factors such as sexual condition, ecological dynamics of prey (like abundance and movements), and the flood pulse's impact on habitat use intensity. Therefore, during the pandemic, these predictors might not have been affected, unlike the Ganges River dolphin in India, where some changes in habitat use were observed, with dolphins approaching the riverbanks [11, 47]. Although the precise impact of the increasing threats on the population of BRDs remains uncertain, and the total trend is not statistically evident, we strongly believe that it is still necessary to continue with the monitoring the BRD population to account for populations and correlate this information with anthropogenic pressures, such as incidental and directed fishing-related catches. Similar patterns have been documented in neighboring countries [6, 18, 29].

The drastic declines in freshwater cetacean populations are not a new phenomenon. In Asia, the trend became critical starting in 1996 and resulted in the extinction of the Baiji or Chinese River dolphin (*Lipotes vexillifer*) only twelve years later by 2008 [9, 48]. Another critical case was the Ganges River dolphin, *Platanista gangetica*, whose populations began to decline since the mid-20th century due to the loss of habitat quality, human expansion, and finally by construction of barriers and dams, leading to its urgent classification as an "Endangered" species on the IUCN Red List since 1994 [8, 11]. Despite the historically perceived relative abundance of freshwater dolphins in South America, there is a growing concern regarding the reported impact of fishing-related mortality and the uncontrolled increase of human activities, as mentioned before. This, coupled with the limited distribution of the BRD, poses a significant risk to the overall well-being of the populations of this species in the not-so-distant future. Therefore, we strongly recommend large-scale and long-term conservation measures that generate essential data, which can drive the development of well-structured management programs and effective policy initiatives to prevent the subspecies from facing the same fate as Asian freshwater dolphins.

Supporting information

S1 Table. Minimal data set of BRD count in each survey. Minimum BRD counts in each survey used for modeling.
(DOCX)

S2 Table. All alternative full GLMs. GLMs with number of BRD as response variable, and effort like offset, using two structure error (poisson and negative binomial).
(DOCX)

Acknowledgments

Thanks to National Authorities for granting the research permits (MMAYA/VMABCCGDF/DGABP/MEG N°0218/2022). Special acknowledge to David Edinger and Mara Lee Olson for all the interest in the Bolivian dolphins and the support to the *Research and Conservation of the Bolivian River Dolphin Program*. Thank to the field assistants (Silvana Aviles, Adhemar Bravo, Wilson Cespedes, David Edinger, Erick Guzman, Adriana Jimenez, Cesar Mayta, Mariela Miranda, Mariela Mendieta, Consuelo Morales, Nellys Ohara, Kiswara Portugal, Maer

Seibert, Daniela Sevilla, Sebastian Valverde, Lorena Zurita) for each survey, as well as our gratitude to our outboard motor divers (Oscar Chavez, Wilder “Chuleta”, Maroyu Cuellar, Ramiro Cuellar, Jesus Guasinave). Thanks to the reviewers and their valuable contribution to improve this paper.

Author Contributions

Conceptualization: Luis A. Guizada Duran, Enzo Aliaga-Rossel, Alexandre N. Zerbini.

Formal analysis: Luis A. Guizada Duran, Mariana Paschoalini Frias, Alexandre N. Zerbini.

Funding acquisition: Luis A. Guizada Duran.

Investigation: Luis A. Guizada Duran, Enzo Aliaga-Rossel.

Methodology: Luis A. Guizada Duran, Enzo Aliaga-Rossel.

Project administration: Luis A. Guizada Duran.

Supervision: Enzo Aliaga-Rossel.

Validation: Enzo Aliaga-Rossel, Mariana Paschoalini Frias, Alexandre N. Zerbini.

Visualization: Enzo Aliaga-Rossel, Mariana Paschoalini Frias, Alexandre N. Zerbini.

Writing – original draft: Luis A. Guizada Duran.

Writing – review & editing: Enzo Aliaga-Rossel, Mariana Paschoalini Frias, Alexandre N. Zerbini.

References

1. Young HS, McCauley DJ, Galetti M, Dirzo R. Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*. 2016; 47(1):333–58.
2. Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*. 2015; 1(5):e1400253. doi: e1400253 PMID: 26601195
3. IPBES. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Germany: IPBES secretariat, 2019.
4. Collen B, Whitton F, Dyer EE, Baillie JE, Cumberlidge N, Darwall WR, et al. Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global ecology and Biogeography*. 2014; 23(1):40–51. <https://doi.org/10.1111/geb.12096> PMID: 26430385
5. Sanderson EW, Jaiteh M, Levy MA, Redford KH, Wannebo AV, Woolmer G. The human footprint and the last of the wild: the human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience*. 2002; 52(10):891–904.
6. da Silva V, Trujillo F, Martin A, Zerbini AN, Crespo E, Aliaga-Rossel E, et al. *Inia geoffrensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: eT10831A50358152. 2018. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T10831A50358152.en>.
7. Aliaga-Rossel E, Escobar-WW M. Translocation of trapped Bolivian river dolphins (*Inia boliviensis*). *J Cetacean Res Manage*. 2020; 21(1):17–23.
8. Smith BD, Braulik GT, Sinha R. *Platanista gangetica* spp. *gangetica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e T41756A17627639. 2012. doi: <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T41756A17627639.en>.
9. Smith BD, Wang D, Braulik GT, Reeves R, Zhou K, Barlow J, et al. *Lipotes vexillifer*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e. T12119A50362206. 2020.
10. Braulik GT, Smith BD, Chaudhry S. *Platanista gangetica* ssp. *minor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: eT41757A17628296. 2012.
11. Prakash D, Dhanker R, Kumar R. Changes in bacterioplankton and zooplankton communities in response to Covid-19 forced lockdown at dolphin surfacing sites in the River Ganga. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. 2023; 26(1):9–19.

12. Pilleri G, Gihl M. Observations on the Bolivian (*Inia geoffrensis* d'Orbigny, 1834) and the Amazonian Buffeo (*Inia geoffrensis* de Blainville, 1817) with description of a new subspecies (*I. geoffrensis humboldtiana*). *Investigation on Cetacean*. 1977;8:11–76.
13. Gravena W, da Silva V, da Silva M, Farias IP, Hrbek T. Living between rapids: genetic structure and hybridization in the botos (Cetacean: Iniidae: *Inia* spp.) of the Madeira River, Brazil *Biological Journal of the Linnean Society*. 2015; 114:764–777.
14. Gravena W, Farias IP, da Silva M, da Silva V, Hrbek T. Looking to the past and the future: were the Madeira River rapids a geographical barrier to the boto (Cetacea: Iniidae)? *Conserv genet*. 2014. <https://doi.org/10.1007/s10592-014-0565-4>
15. Gravena W, da Silva Nunes M, da Silva de Souza I. Aquatic Mammals of the Amazon: A Review of Gene Diversity, Population Structure and Phylogeography Applied to Conservation. *Molecular Ecology and Conservation Genetics of Neotropical Mammals*. 2021:199–224.
16. Emin-Lima R, Machado FA, Siciliano S, Gravena W, Aliaga-Rossel E, de Sousa e Silva J, et al. Morphological disparity in the skull of Amazon River dolphins of the genus *Inia* (Cetacea, Iniidae) is inconsistent with a single taxon. *Journal of Mammalogy*. 2022; 103(6):1278–89.
17. Committee on Taxonomy [Internet]. List of marine mammal species and subspecies. Society for Marine Mammalogy; [cited 2024]. Available from: <https://marinemammalscience.org/science-and-publications/list-marine-mammal-species-subspecies/>.
18. Campbell E, Alfaro-Shigueto J, Aliaga-Rossel E, Beasley I, Briceño Y, Caballero S, et al. Challenges and priorities for river cetacean conservation. *Endangered Species Research*. 2022; 49:13–42. <https://doi.org/10.3354/esr01201>.
19. McGuire T, Aliaga-Rossel E. Seasonality of Reproduction in Amazon River Dolphins (*Inia geoffrensis*) in Three Major River Basins of South America. *Biotropica*. 2007; 39(1):129–35.
20. Martin AR, da Silva V. Reproductive parameters of the Amazon river dolphin or boto, *Inia geoffrensis* (Cetacea: Iniidae); an evolutionary outlier bucks no trends. *Biological Journal of the Linnean Society*. 2018; 123(3):666–76.
21. Aliaga-Rossel E, McGuire T. Iniidae. In: Wallace RB, Gómez H, Porcel ZR, Rumiz DI, editors. *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Centro de Difusión Simón I. Patiño; 2010.
22. Aliaga-Rossel E, Guizada-Duran LA. Four decades of research on distribution and abundance of the Bolivian river dolphin *Inia geoffrensis boliviensis*. *Endangered Species Research*. 2020; 42:151–65. <https://doi.org/10.3354/esr01041>.
23. Gomez-Salazar C, Portocarrero-Aya M, Whitehead H. Population, density estimates and conservation of river dolphins (*Inia* and *Sotalia*) in the Amazon and Orinoco river basins. *Marine Mammal Science*. 2012; 28(1):124–53. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2011.00468.x>
24. Aliaga-Rossel E. Distribution and abundance of the river dolphin (*Inia geoffrensis*) in the Tijamuchi River, Beni, Bolivia. *Aquatic mammals*. 2002;28.3:312–23.
25. Hartig F. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models. R package version 0.2. 0.(2018). 2021.
26. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. <http://www.R-project.org/>. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2020.
27. Burnham KP, Anderson DR, Huyvaert KP. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral ecology and sociobiology*. 2011; 65:23–35.
28. Thomas L, Buckland ST, Rexstad EA, Laake JL, Strindberg S, Hedley SL, et al. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*. 2010; 47(1):5–14. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x> PMID: 20383262
29. Paschoalini M, Trujillo F, Marmontel M, Mosquera-Guerra F, Paitach RL, Julião HP, et al. Density and Abundance Estimation of Amazonian River Dolphins: Understanding Population Size Variability. *Journal of Marine Science and Engineering*. 2021; 9(11):1184. <https://doi.org/10.3390/jmse9111184>.
30. Williams R, Moore JE, Gomez-Salazar C, Trujillo F, Burt L. 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*. 2016; 195:136–45.
31. da Silva V, Freitas CEC, Dias RL, Martin AR. Both cetaceans in the Brazilian Amazon show sustained, profound population declines over two decades. *PLOS one*. 2018; 13(5):e0191304. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191304> PMID: 29718917
32. Martin AR, da Silva V. Number, seasonal movements, and residency characteristics of river dolphins in an Amazonian floodplain lake system. *Canadian Journal of Zoology*. 2004; 82(8):1307–15.

33. Aliaga-Rossel E, Guizada-Duran LA. Bolivian river dolphin site preference in the middle-section of Mamoré River, upper Madeira river basin, Bolivia. *Therya*. 2020; 11(3):459–65.
34. da Silva VM, Brum SM, de Mello DMD, de Souza Amaral R, Gravena W, Campbell E, et al. The Amazon River dolphin, *Inia geoffrensis*: What have we learned in the last two decades of research? *Latin American Journal of Aquatic Mammals*. 2023; 18(1):139–57.
35. Boyd C, Barlow J, Becker EA, Forney KA, Gerrodette T, Moore JE, et al. Estimation of population size and trends for highly mobile species with dynamic spatial distributions. *Wiley Online Library*; 2018;1–12.
36. Boyd C, Punt AE. Shifting trends: Detecting changes in cetacean population dynamics in shifting habitat. *Plos one*. 2021; 16(5):e0251522. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0251522> PMID: 34014942
37. Aliaga-Rossel E, Quevedo S. The Bolivian river dolphin in the Tijamuchi and Ibare rivers (Upper Madeira Basin) during the Rainy season in "la niña" event. *Mastozoología Neotropical*. 2011; 18(2):293–9.
38. Aliaga-Rossel E, Guizada-Duran LA, Beerman A, Alcocer A, Morales C. Distribución y estado poblacional del bufeo boliviano (*Inia boliviensis*) en cuatro ríos tributarios de la subcuenca del Río Mamoré. *Ecología en Bolivia*. 2012; 47(2)(1605–2528):134–42.
39. Guizada-Duran LA, Aliaga-Rossel E. Population data of the Bolivian river dolphin (*Inia boliviensis*) in Mamore River, Upper Madeira Basin. *Aquatic mammals*. 2016; 42(3):330–8. doi: <https://doi.org/10.1578/AM.42.3.2016.330>
40. CIBIOMA-UABJB, GAMT. Gobernanza del Área Protegida Municipal Ibare Mamoré. Planear para la Acción. Trinidad, Beni, Bolivia: 2022.
41. Gaston KJ, Fuller RA. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in ecology & evolution*. 2008; 23(1):14–9. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.001> PMID: 18037531
42. Ceballos G, Ehrlich AH, Ehrlich PR. The annihilation of nature: human extinction of birds and mammals: JHU Press; 2015.
43. FAUNAGUA-WCS. Pesca y seguridad alimentaria en los Llanos de Moxos y sus áreas de influencia. Grupo de Trabajo para los Llanos de Moxos. La Paz, Bolivia: 2022.
44. Trujillo-González F, Mosquera-Guerra F, Franco N. Delfines de río: especies indicadoras del estado de salud de los ecosistemas acuáticos de la Amazonia y la Orinoquia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. 2019; 43(167):199–211.
45. Mosquera-Guerra F, Trujillo F, Oliveira-da-Costa M, Marmontel M, Van Damme PA, Franco N, et al. Home range and movements of Amazon river dolphins *Inia geoffrensis* in the Amazon and Orinoco river basins. *Endangered Species Research*. 2021; 45:269–82.
46. Mosquera-Guerra F, Trujillo F, Pérez-Torres J, Mantilla-Meluk H, Franco N, Valderrama MJ, et al. Identifying habitat preferences and core areas of Amazon River dolphin activity using spatial ecology analysis. *Landscape Ecology*. 2022; 37(8):2099–119.
47. Rajan K, Khudsar FA, Kumar R. COVID-19 lockdown affects zooplankton community structure in dolphin appearing site of the River Ganga at Patna. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. 2023; 26(1):20–31.
48. Turvey ST, Pitman RL, Taylor BL, Barlow J, Akamatsu T, Barrett LA, et al. First human-caused extinction of a cetacean species? *Biology letters*. 2007; 3(5):537–40. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0292> PMID: 17686754

ANEXO 2.1 – Publicação do capítulo. Duran, L. A. G., & Aliaga-Rossel, E. (2024). A Comparative Analysis of Drone and Boat Monitoring for the Endangered Bolivian River Dolphin. *Aquatic mammals*, 50(6), 469-478.

A Comparative Analysis of Drone and Boat Monitoring for the Endangered Bolivian River Dolphin

Luis A. Guizada Duran^{1,2} and Enzo Aliaga-Rossel²

¹Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza,
Universidade Federal Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil
E-mail: l.guizada.duran@gmail.com

²Institute of Ecology, Universidad Mayor de San Andrés, Cota Cota Calle 27,
Campus Universitario, La Paz, Bolivia

Abstract

Accurate population monitoring is essential for effective wildlife conservation. This study compares the effectiveness of drone-based vs traditional boat-based methods for assessing an endangered Bolivian river dolphin (*Inia geoffrensis boliviensis*; BRD) population in Bolivia. Data were collected using high-resolution video recorded with a DJI Mavic 2 zoom drone and standardized methodologies for boat surveys. Two mixed-effects linear models incorporating Poisson and negative binomial error structures were used to compare counts obtained from drone- and boat-based surveys. Results show that drone-based surveys detected 1.15% more individuals on average than boat-based surveys. Drone counts were higher at sites with larger group sizes, leading to congruent estimates. The aerial perspective that drones offer lets researchers overcome potential challenges from boat-based surveys—for example, difficulties related to confirming individual IDs because of limited visibility due to sun glare. Transitioning from boat- to drone-based surveys offers advantages such as reduced disturbance from placement closer to the animals and improved detection rates. Ethical considerations and responsible flight practices are crucial. Standardizing methodologies and prioritizing ethical research factors are key for successful implementation. Drone-based surveys offer a promising approach to enhance wildlife monitoring and conservation practices. This study is the first of this kind for Bolivia, a national natural heritage site, and contributes to the conservation and knowledge of the BRD.

Key Words: Bolivian river dolphin, drone-based monitoring, comparative methods, population estimation, wildlife conservation

Introduction

Monitoring population size is crucial for the conservation and management of wildlife. By detecting changes in population estimates, we can receive early warnings that help prevent the loss of species (e.g., Caughley, 1994; Mosnier et al., 2015; Bailes et al., 2018; Boyd & Punt, 2021). Fluctuations in population size can act as indicators of the impact of emerging or intensifying threats, as well as for the effectiveness of conservation efforts (e.g., Crimmins et al., 2014). To accurately measure these fluctuations, it is important that the methodologies employed by each study group are accurate, efficient, and comparable (Boyd & Punt, 2021).

In the past decade, unmanned aerial vehicles (UAVs), commonly known as drones, have become an accessible, safe, and efficient tool for capturing precise and reliable data of presence, distribution, and density (Hodgson et al., 2013; Angliss et al., 2018). Their use has grown due to their ability to rapidly survey areas from an aerial perspective, which allows for the detection of cryptic animals and the exploration of otherwise inaccessible areas (Fettermann et al., 2022). The ability to attach various sensors, such as thermal or acoustic sensors, as well as cameras and altimeters combined with their low cost is making them a popular tool for terrestrial wildlife monitoring (Nowak et al., 2018; Raoult et al., 2020). Furthermore, studies of marine cetaceans using drones offer a significant advantage by providing biological information at finer scales than what can be obtained through traditional aircraft such as airplane, helicopter, or higher-altitude satellite imagery (Clarke et al., 2021).

Since the mid-1950s, researchers have been estimating the population of South American river dolphins using traditional visual boat surveys, a practice that has continued for nearly four decades (Layne, 1958; Pilleri & Gühr, 1977; Magnusson et al., 1980; Best & da Silva, 1989; Herman et al.,

1996). To address the unique fluvial characteristics of the Amazon region, researchers adopted a protocol proposed by Vidal (1997) that combined line and strip transects. Knowledge in the field expanded through the work of researchers such as Aliaga-Rossel (2002) in Bolivia, McGuire (2002) in Peru, Martin & da Silva (2004a, 2004b) in Brazil, and Gomez-Salazar et al. (2012) in Colombia. In recent years, efforts have intensified with robust statistical analyses generated by several researchers (Pavanato et al., 2016, 2019; Williams et al., 2016; Aliaga-Rossel & Guizada, 2017; Aliaga-Rossel & Guizada Duran, 2020a; Mosquera-Guerra et al., 2020; Paschoalini et al., 2020, 2021). However, large-scale studies of this type can be expensive and infrequent, which can affect monitoring efforts. Additionally, the presence of a research boat may cause different and unpredictable behavioral changes in group size and composition that could affect or possibly influence results (Dawson et al., 2008; Dwyer et al., 2014; Guerra et al., 2014; May-Collado & Quiñones-Lebrón, 2014; Guerra & Dawson, 2016).

The Bolivian river dolphin (*Inia geoffrensis boliviensis*; BRD) is an endangered species (da Silva & Martin, 2018) and the only cetacean in landlocked Bolivia, which was designated as a national natural heritage site for its uniqueness. Its distribution is restricted to the upper basin of the Madeira River, including tributary rivers in the Mamoré and Iténez sub-basins in Bolivia, extending up to the Teotónio rapids in Brazil (Aliaga-Rossel & McGuire, 2010; Gravena et al., 2015). Few studies have focused on the basic biology of the species. Instead, most research has utilized traditional, standardized boat-based counting techniques to conduct population surveys within the species range to estimate dolphin numbers and habitat use (e.g., Salinas-Mendoza, 2007; Aramayo, 2010; Aliaga-Rossel et al., 2012; Morales, 2012; Guizada & Aliaga-Rossel, 2016; Aliaga-Rossel & Guizada, 2017; Aliaga-Rossel & Guizada Duran, 2020b).

Therefore, identifying new methodological alternatives and testing them is important for comparing and identifying possible discrepancies between traditional population size estimates, as well as for finding cost-efficient long-term monitoring methods. This study represents a milestone as the first-ever comparison of drone-based data collection techniques with traditional boat-based methods for studying the endangered BRD in its unique and complex ecosystem. This research unveils innovative insights regarding the optimal monitoring modalities for the species. Throughout the study, a standardized assessment of various rivers within the BRDs' natural distribution habitats was conducted. The aim of this research was to evaluate

the use of drones for improving population counts and obtaining more accurate numbers. By exploring the potential of drone technology, we aimed to enhance our understanding of its applicability and efficacy in ecological research, with a focus on achieving more precise population estimates of the BRD species.

Moreover, the advancement of drone-based methodologies, empowered by enhanced data acquisition capabilities, bears significant implications for future conservation and management initiatives aimed at protecting this highly endangered species. This technological advancement augments our ability to advocate for the welfare of this species and to sustain the intricately interdependent ecosystems they inhabit.

Methods

Study Area

The data correspond to four annual expeditions conducted in 2019, 2021 (covering two sub-basins), and 2022. Each expedition took place during the dry season of the respective year. Five rivers in the Mamoré and Iténez sub-basins, located in the Beni Department of Bolivia, were evaluated (Table 1).

These sub-basins form part of the Madeira sub-basin within the Amazon region. The average temperature in the area is 26.5°C, and annual rainfall ranges from 1,200 to 2,400 mm per year (Aliaga-Rossel, 2002). The relative humidity varies from 60% in August to 77% in January and February (Pouilly & Beck, 2004). The hydrological patterns are directly influenced by precipitation, with peak water levels occurring between December and April, and the lowest levels between June and October (Aliaga-Rossel & Quevedo, 2011). The

Table 1. Survey counts conducted during the 2019, 2021, and 2022 expeditions in the Mamoré and Iténez Rivers' sub-basins during the dry season

River	Date	No. of overflights	Minutes analyzed
Tijamuchi	Aug. 2019	2	70
Mamoré	Aug. 2021	2	30
Isiboro	Aug. 2021	1	25
Pojije	Aug. 2021	1	25
San Martin	Aug. 2021	3	100
Blanco	Aug. 2021	1	25
Mamoré	July 2022	2	45
Apere	July 2022	1	25

riverbank vegetation exhibits typical characteristics of tropical gallery forests, which are intermittently interspersed with savannas. Cattle ranching, fishing, and small-scale agriculture are the main economic activities for human indigenous communities along the riverbanks. The Mamoré River is a whitewater type of Andean origin that is non-acidic, turbid, and of medium conductivity; it is also richer in nutrients and prey. This is one of the main rivers of the country, receiving several affluents and tributaries along its route. In contrast, the tributary rivers selected for this study can be characterized by mixed and clear waters, which are of local origin, acidic, lacking in suspended sediments, and have low conductivity. In both cases, the transparency of the water is low.

Drones were used to survey the Mamoré, Tijamuchi, Isiboro, Pojije, and Apere Rivers in the Mamoré sub-basin as well as the San Martín and Blanco Rivers in the Iténez sub-basin (Figure 1). The project consisted of two methodologies aimed at improving the counting of BRDs in a specific area by conducting boat and drone surveys simultaneously. This approach allowed for concurrent counting of animals and provided wider coverage of their range.

Boat Survey Method

Boat and drone surveys were conducted simultaneously. For the traditional boat transect, the standardized methodologies described and discussed in detail by Aliaga-Rossel (2002), Guizada & Aliaga-Rossel (2016), and Aliaga-Rossel & Guizada (2022b) were followed. The boat maintained a constant velocity ranging from 7 to 10 km/h in tributaries and 10 to 15 km/h in main rivers, with the speed influenced by water current. The transects were performed between 0700 and 1800 h, with a break of 1 to 2 h around noon. Transects had to be carried out under good visibility circumstances; and if the weather was unfavorable (rain or strong winds), they were temporarily interrupted. For each encounter with BRDs, the number of individuals was recorded, and several individuals within a radius of 25 m were considered a group. Two observers were stationed on each side of the boat's bow, giving 120° total coverage, each with a 60° angle of detection. To verify dolphin encounters, a third person observed and counted dolphins from the boat's stern.

The GPS location, time of day, river width, and group size of each sighting of BRDs were all noted. Observers recorded the number of dolphins

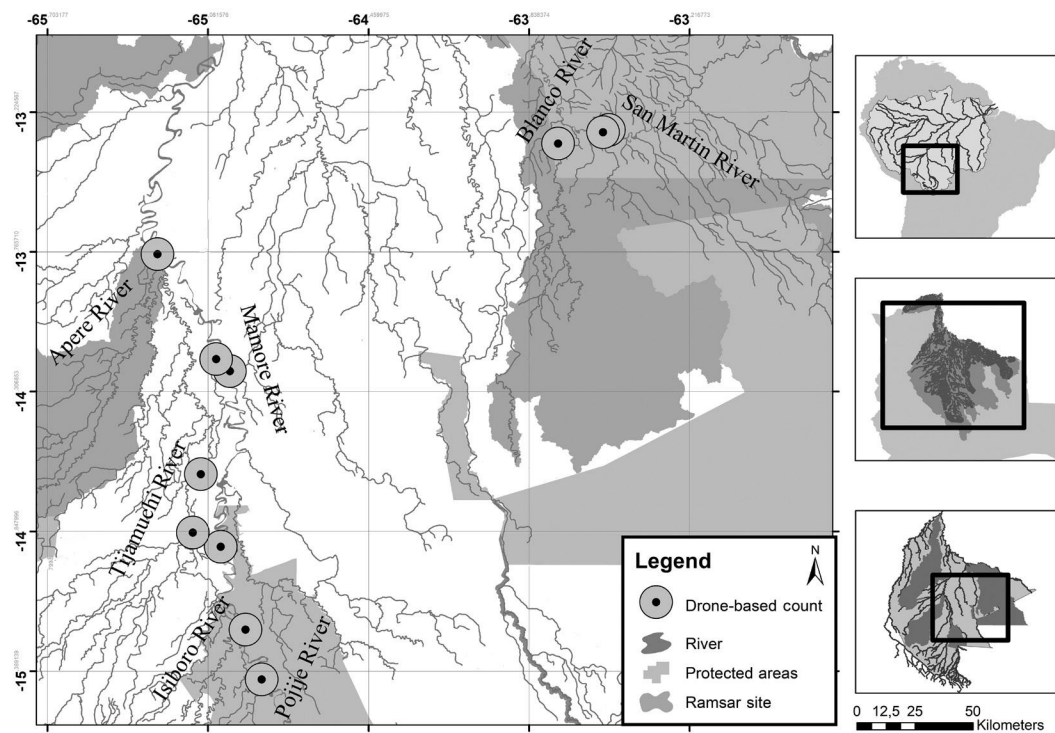


Figure 1. The study area comprises the drone surveys conducted in various tributary rivers within the Upper Madeira sub-basin, which is located in the Beni Department, Bolivia.

per sighting whenever they observed one or more BRDs; the word “group” was used to describe a collection of individuals that were seen together or seemed gathered together. Sites where group sizes were greater than three individuals were selected for drone overflights. Additionally, control sites without BRD detections using conventional methods were randomly selected for drone overflights and recordings. The comparable data between the two methods correspond to a segment of the conventional transect 500 m upstream and 500 m downstream of the overflight point.

Drone Survey Method

Drone data collection employed a DJI Mavic 2 zoom equipped with four rotary-wing motors. Video recordings were captured in 4k resolution (4,096 × 2,160 pixels) at 30 frames per second. Each drone take-off was executed from the riverbank, preferably from beaches or open plains at least 500 m from the observation point, to minimize animal disturbance during take-off and to ensure a safe return. The drone took off after a 5-min wait to reduce any potential impact caused by the boat’s arrival at the location. Flights were maintained at an altitude of 25 to 50 m above water level to minimize disturbances (Fettermann et al., 2019). The maximum flight distance from the starting point was 500 m, with flights lasting at least 15 min and at a maximum speed of 25 km/h. Weather conditions for flights were restricted to favorable environments, avoiding rain and ensuring light to moderate winds (less than 10 kts). The camera was positioned at a 25° to 35° angle relative to the horizon to reduce solar glare, following Barreto et al. (2021). Once the standardized altitude was achieved, the drone was manually navigated to the area of interest. Recordings were segmented into 5-min blocks to reduce file size.

Drone footage was played back at normal speed to retrieve the number of groups and each group’s size. If necessary, the recording was paused to enlarge it or was played back frame-by-frame, carefully examining the recording to maximize detection of animals present. To ensure data accuracy, at least two observers performed the counts independently (i.e., blind counts), following the same methodology and using high-resolution monitors (Barreto et al., 2021; Fettermann et al., 2022; de Oliveira et al., 2023).

Permits and Regulations

The use of drones in the area adhered to the permissions obtained and reported to the National Aviation Authority (DGAC [Spanish acronym]), with the pilots holding valid aviation licenses and relevant certifications. The permissions were

processed virtually through the designated platform (<https://www.dgac.gob.bo/drones>). The permits for navigating and counting dolphins through conventional methods (i.e., boat-based surveys) were governed by Research Permit MMAYA/VMABCCGDF/DGABP/MEG No. 0218/2022.

Data Analysis

We employed two mixed-effects linear models, incorporating Poisson and negative binomial error structures, using the *glmmTMB* function within the ‘glmmTMB’ package (Magnusson et al., 2017) in *R* (R Core Team, 2020) with a significance value of 0.05. The counting method, either boat- or drone-based, served as the predictor variable, while the rivers where the data were collected were treated as random intercepts in both mixed models. Model selection was based on the lowest Akaike Information Criterion (AIC) value, and validation was conducted using the ‘DHARMA’ package (Hartig, 2021).

Results

A total of 345 min of recordings were analyzed. The number of BRDs observed using the conventional (boat-based) method in each subsegment of the transect ranged from 0 to 19 (Table 2), while counts from aerial (drone-based) surveys varied from 1 to 49 BRDs, depending on the river (Table 2).

On average, drone-based counts produced a significant ($p < 0.05$) 1.15% more individuals confirmed ($M = 9.2$; $SD = 9.37$) over boat-based counts ($M = 3.1$; $SD = 3.03$) (Table 3; Figure 2). Drone counts were higher primarily at sites where group sizes were greater than three individuals resulting in congruent estimates between the two methods (Figure 2).

Table 2. Number of sightings accumulated with each method for each river

River	# BRD – boat-based	# BRD – drone-based
Tijamuchi	2	9
Mamoré	2	5
Isiboro	2	10
Pojije	6	18
San Martin	19	49
Blanco	0	1
Apere	4	6

Table 3. Results of the linear mixed-effect model fitted to explain the difference in the number of Bolivian river dolphins (*Inia geoffrensis boliviensis*; drone-based count surveys minus boat-based count surveys) observed depending on the river

Random effect	Variance	SD		
River	0.7138	0.8449		
Fixed effects	Estimate	SE	Z value	Pr(> z)
Intercept	0.7519	0.4676	1.608	0.1079
Method – Drone	1.1513	0.3553	3.240	0.0012*

* p value < 0.01

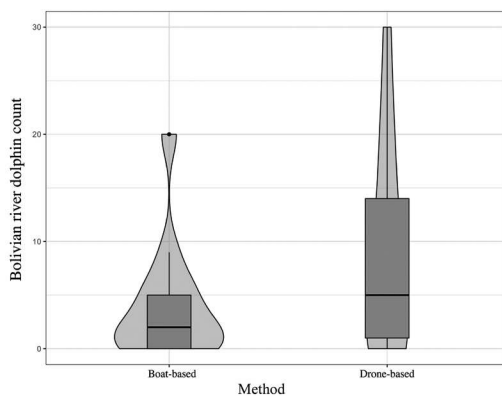


Figure 2. Violin graph of median group size recorded from boat- and drone-based (UAV) surveys from 20 independent Bolivian river dolphin (*Inia geoffrensis boliviensis*) group encounters between August 2019 and July 2022 at rivers in Beni Department, Bolivia

Discussion

Our results indicate that there was a significant difference in BRD counts using drones vs boat-based survey methods. These results support our initial hypothesis that drone-based studies are more accurate than boat-based surveys when documenting the number of individuals in dolphin groups. These findings are consistent with studies on dolphins that used an aerostatic method (Fürstenau Oliveira et al., 2017)—helicopters (Kelaher et al., 2019), and both airplanes and helicopters (Sucunza et al., 2022)—in Brazil. In these studies, accuracy and precision in population estimates were improved using aerial methods as compared to land- or boat-based observations.

Limitations and Advantages of Both Methods

Cetaceans are visible only for brief periods of time at the surface, which can lead to visually underestimating group sizes (Boyd et al., 2019). In contrast to some other species, BRDs are not acrobatic, and their surfacings to breathe are brief, usually exposing only part of the blowhole (Aliaga-Rossel, 2002; Aliaga-Rossel & Escobar-WW, 2020). Also, determining the exact number of individuals in a group can be challenging (Gerrodette et al., 2019) because the animals continue to move or surface more frequently or are simultaneously close to multiple individuals. Aerial perspectives offered by drone imagery can significantly decrease the chances of animals remaining unnoticed within the study area (Kelaher et al., 2019).

Identifying individual BRDs from a boat can be a daunting task, particularly in scenarios where multiple dolphins surface simultaneously, when there are calves within the group, or when these elusive creatures submerge and stay below the surface for prolonged periods (Aliaga-Rossel et al., 2006; Fürstenau Oliveira et al., 2017; Aliaga-Rossel & Escobar-WW, 2020; Fettermann et al., 2022). Furthermore, dolphins exhibit rapid movements and can change direction and speed when surfacing or diving, often asynchronously; and river dolphins can “u” turn instantly (Wilson et al., 1999), increasing the chances of error in counting, leading to over- or underestimates in population sizes.

In conventional boat-based methods, group sizes are initially estimated, typically in studies involving river dolphins, using the term “group” to refer to the total number of observed animals or an apparent aggregation. It is worth noting that this definition of a group differs from the traditional one and does not take into account the social cohesion or interactions of river dolphins being observed (Aliaga-Rossel, 2002). Subsequently, these estimates could be confirmed or adjusted using photo-identification techniques, although Trujillo (1994) has also discussed the efficacy of this method on river dolphins. However, this approach may not be equally applicable to river dolphins (Hupman et al., 2018) due to the species’ shy nature and the turbidity of the water. Capturing complete images of every individual in a group is often unfeasible, especially in areas such as meanders, large curves, or lagoons. In contrast, drone-based surveys of small cetaceans offer the advantage of counting all individuals present and visible at or just below the surface, which proves particularly valuable when studying large groups that surface simultaneously (Fürstenau Oliveira et al., 2017; Fettermann et al., 2022).

Similar to Oliveira-da-Costa et al. (2020), we found that using high-resolution cameras and

detailed analysis of recordings improved detection rates and allowed for better differentiation between individuals. Boat-based observers often tend to focus on isolated events at specific times, whereas drone counts allow for the observation of multiple clusters occurring simultaneously over a larger area. This ability to review the footage multiple times results in a more comprehensive assessment (Oliveira-da-Costa et al., 2020). Additionally, drones offer improved counting accuracy, particularly for groups larger than three individuals. The most extreme case was observed on the San Martin River where drone-based counts were 3.5 times greater than boat-based counts. Aliaga-Rossel & Escobar-WW (2020) also underwent similar experiences comparing a conventional survey methodology to direct captures of BRDs for rescue purposes. Following the complete extraction of individuals, they discovered that only approximately 40% of sightings matched the conventional estimates ($n = 10$ for conventional estimate; $n = 26$ for captures). Although the authors provided a detailed explanation about the unusual behavior of trapped dolphins, they highlighted the limitations of the method and the impossibility of seeing them in the murky river waters, suggesting that the standardized direct observation method commonly used may underestimate the size of river dolphin populations (see Figure S1; the supplemental figure for this article is available on the *Aquatic Mammals* website).

Environmental Influence

Environmental characteristics such as water type also influenced differences between drone- and boat-based counts. The San Martin and Blanco Rivers are part of the Iténez river basin that has clear water characteristics with reduced organic material and nutrients resulting in higher transparency compared to tributary rivers in the Mamoré sub-basin such as Tijamuchi, Isiboro, Mamoré, Apere, and Pojije that have white turbid waters (Charrière et al., 2004; Pouilly & Beck, 2004). The transparency of clear waters allows for more accurate counts from an aerial perspective even when river dolphins spend most of their time underwater. Because of this, environments with clear water conditions may be recommended more often for conducting drone studies related to behavior.

Technological Potential and Future Direction

The rapid technological advancements and their application in wildlife conservation have undeniably provided valuable contributions across various disciplines (Fürstenau Oliveira et al., 2017; Raoult et al., 2020; Fettermann et al., 2022). These tools have become more precise and

readily available, thus increasing their potential. Nonetheless, it is crucial to ensure their ethical utilization as improper flight practices, such as flying at inappropriate altitudes or for extended durations, can disrupt the behavior of the studied fauna and potentially have detrimental effects.

Drones with short flight duration, known as multirotors, are being equipped with infrared and near-infrared cameras, enabling the measurement of temperature for animals visible from the air (Harvey et al., 2016; Wosnick et al., 2018). They can also carry laser altimeters to enhance precision in photogrammetry and to structure processing (Dawson et al., 2017). However, the enhancements in camera resolution and data management pose challenges as high-resolution videos generate substantial data, making field storage complex and more expensive (Raoult et al., 2020). Moreover, limited flight time due to battery life is a constraint, especially in consumer drones with flight times under 30 min (Raoult et al., 2020). Also, battery replacement interrupts monitoring and makes relocating animals of interest difficult (Raoult et al., 2020). Additionally, pilot fatigue can become an issue during manual flights. In remote areas without power supply, charging batteries can be challenging without extra replacements, increasing the cost of drone usage.

The incorporation of technology into wildlife research has the potential to enhance data quality; however, it also leads to the generation of larger datasets that typically require manual processing, resulting in increased time consumption and a higher risk of human errors (Oliveira-da-Costa et al., 2020). The development of machine learning techniques offers a complementary and potentially transformative approach. Machine learning can automate image analysis, mitigating these biases and streamlining data processing (Hodgson et al., 2017; Adams, 2018; de Oliveira et al., 2023). By leveraging these advancements, researchers can improve accuracy and enhance the overall efficiency of wildlife studies, paving the way for a more objective and data-driven future.

To embrace the rapid technological advancements, it is advisable for future studies to prioritize the standardization of specific methodologies tailored to each species under investigation while considering ethical research factors. Conducting studies using drones offers the advantage of reduced intrusiveness compared to traditional boat-based approaches (Mann et al., 2000) and increased precision in counting. Consequently, it is highly probable that drones will gradually supersede conventional boat-based studies, providing more comprehensive and reliable data for wildlife management and conservation purposes.

Conclusion

This study highlights the potential of drone-based surveys for assessing the endangered BRD populations. The use of drones offers several advantages over traditional boat-based methods, including increased accuracy in population estimates and reduced disturbance to the animals. By providing a higher-resolution aerial perspective, drones improve the detection of individuals, particularly in large groups. These findings suggest that drone-based surveys can play a crucial role in behavioral studies and further wildlife conservation efforts, providing more robust and reliable data for population assessments.

The successful implementation of drone-based surveys requires careful consideration of ethical research practices and responsible flight protocols. It is important to ensure that the use of technology in wildlife monitoring aligns with conservation goals and minimizes any potential negative impacts on the studied species. Standardizing methodologies and integrating advanced technologies, such as machine learning techniques, can further enhance data analysis and processing, ultimately improving the efficiency and effectiveness of wildlife studies. By embracing these technological advancements and incorporating ethical considerations, we can advance the conservation and management of BRDs and contribute to the overall understanding and protection of this endangered species.

Note: The supplemental figure for this article is available in the “Supplemental Material” section of the *Aquatic Mammals* website: <https://www.aquaticmammalsjournal.org/supplemental-material>.

Acknowledgments

Thanks to the national authorities for granting Research Permit MMAYA/VMABCCGDF/DGABP/MEG No. 0218/2022. Thanks to the International Foundation for Science (Grant Number A-6219-1) and Rufford Foundation (Grant Number 35641-1) for funding the fieldwork that was completed. Thanks to FAPEMIG in Brazil for the scholarship grant. Special acknowledgment to David Edinger and Mara Lee Olson for all the interest on the Bolivian river dolphins, and thanks to the Research and Conservation of the Bolivian River Dolphin Program for their support. Thank you to the field assistants (Adhemar Bravo, David Edinger, Lorena Zurita, Kiswara Portugal, Silvana Aviles, and Wilson Cespedes) for different surveys, as well as to our outboard motor drivers (Oscar Chavez, Wilder “Chuleta” Rojas, Maroyu Cuellar, Ramiro Cuellar, and Jesus Guasinave).

Literature Cited

- Adams, W. M. (2018). Conservation by algorithm. *Oryx*, 52(1), 1-2. <https://doi.org/10.1017/S0030605317001764>
- 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.
- Aliaga-Rossel, E., & Escobar-WW, M. (2020). Translocation of trapped Bolivian river dolphins (*Inia boliviensis*). *The Journal of Cetacean Research and Management*, 21(1), 17-23. <https://doi.org/10.47536/jcrm.v21i1.96>
- Aliaga-Rossel, E., & Guizada, L. A. (2017). Encounter rates of the Bolivian river dolphin (*Inia boliviensis*) in northeastern Bolivia. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 12(1-2), 45-49. <https://doi.org/10.5597/00240>
- Aliaga-Rossel, E., & Guizada Duran, L. A. (2020a). Bolivian river dolphin site preference in the middle-section of Mamoré River, upper Madeira river basin, Bolivia. *Therya*, 11(3), 459-465. <https://doi.org/10.12933/therya-20-977>
- Aliaga-Rossel, E., & Guizada Duran, L. A. (2020b). Four decades of research on distribution and abundance of the Bolivian river dolphin *Inia geoffrensis boliviensis*. *Endangered Species Research*, 42, 151-165. <https://doi.org/10.3354/esr01041>
- Aliaga-Rossel, E., & McGuire, T. (2010). Iniidae. In R. B. Wallace, H. Gómez, Z. R. Porcel, & D. I. Rumiz (Eds.), *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia* [Distribution, ecology and conservation of medium and large mammals of Bolivia]. Centro de Difusión Simón I. Patiño.
- Aliaga-Rossel, E., & Quevedo, S. (2011). The Bolivian river dolphin in the Tijamuchi and Ibare Rivers (Upper Madeira Basin) during the rainy season in “la niña” event. *Mastozoología Neotropical*, 18(2), 293-299.
- Aliaga-Rossel, E., McGuire, T., & Hamilton, H. (2006). Distribution and encounter rates of the river dolphin (*Inia geoffrensis boliviensis*) in the central Bolivian Amazon. *The Journal of Cetacean Research and Management*, 8(1), 87-92. <https://doi.org/10.47536/jcrm.v8i1.705>
- Aliaga-Rossel, E., Guizada, L. A., Beerman, A., Alcocer, A., & Morales, C. (2012). Distribución y estado poblacional del bufeo boliviano (*Inia boliviensis*) en cuatro ríos tributarios de la subcuenca del Río Mamoré [Distribution and population status of the Bolivian river dolphin (*Inia boliviensis*) in four tributary rivers of the Mamoré River sub-basin]. *Ecología en Bolivia*, 47(2), 134-142.
- Angliss, R., Ferguson, M., Hall, P., Helker, V., Kennedy, A., & Sformo, T. (2018). Comparing manned to unmanned aerial surveys for cetacean monitoring in the Arctic: Methods and operational results. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 6(3), 109-127. <https://doi.org/10.1139/juvs-2018-0001>
- Aramayo, P. (2010). *Distribución y abundancia del bufeo (Inia boliviensis) en el Río Yacuma, Beni, Bolivia* [Distribution and abundance of bufeo (*Inia boliviensis*)

- in the Yacuma River, Beni, Bolivia] (Tesis de licenciatura). Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.
- Bailes, E. J., Pattrick, J. G., & Glover, B. J. (2018). An analysis of the energetic reward offered by field bean (*Vicia faba*) flowers: Nectar, pollen, and operative force. *Ecology and Evolution*, 8(6), 3161-3171. <https://doi.org/10.1002/ece3.3851>
- Barreto, J., Cajaiba, L., Teixeira, J. B., Nascimento, L., Giacomo, A., Barcelos, N., Fettermann, T., & Martins, A. (2021). Drone-monitoring: Improving the detectability of threatened marine megafauna. *Drones*, 5(1), 14. <https://doi.org/10.3390/drones5010014>
- Best, R., & da Silva, V. (1989). Biology, status and conservation of *Inia geoffrensis* in the Amazon and Orinoco river basin. In W. F. Perrin, R. L. Brownell, Jr., Z. Kaiya, & L. Jiankang (Eds.), *Biology and conservation of the river dolphins* (pp. 23-34). International Union for Conservation of Nature, Species Survival Commission.
- Boyd, C., & Punt, A. E. (2021). Shifting trends: Detecting changes in cetacean population dynamics in shifting habitat. *PLOS ONE*, 16(5), e0251522. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0251522>
- Boyd, C., Hobbs, R. C., Punt, A. E., Shelden, K. E., Sims, C. L., & Wade, P. R. (2019). Bayesian estimation of group sizes for a coastal cetacean using aerial survey data. *Marine Mammal Science*, 35(4), 1322-1346. <https://doi.org/10.1111/mms.12592>
- Caughley, G. (1994). Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, 63, 215-244. <https://doi.org/10.2307/5542>
- Charrière, M., Bourrel, L., Gautier, E., & Pouilly, M. (2004). División geomorfológica del Río Mamoré [Geomorphological division of the Mamoré River]. In M. Pouilly, S. Beck, M. Moraes, & C. Ibañez (Eds.), *Diversidad biológica en la llanura de inundación del Río Mamoré: Importancia ecológica de la dinámica fluvial* [Biological diversity in the Mamoré River floodplain: Ecological importance of fluvial dynamics] (pp. 78-94). Centro de Ecología Simón I. Patiño.
- Clarke, P. J., Cubaynes, H. C., Stockin, K. A., Olavarria, C., de Vos, A., Fretwell, P. T., & Jackson, J. A. (2021). Cetacean strandings from space: Challenges and opportunities of very high resolution satellites for the remote monitoring of cetacean mass strandings. *Frontiers in Marine Science*, 8, 1448. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.650735>
- Crimmins, S. M., McKann, P. C., Szymanski, J. A., & Thogmartin, W. E. (2014). Effects of cave gating on population trends at individual hibernacula of the Indiana bat (*Myotis sodalis*). *Acta Chiropterologica*, 16(1), 129-137. <https://doi.org/10.3161/150811014X683345>
- da Silva, V. M. F., & Martin, A. R. (2018). Amazon river dolphin: *Inia geoffrensis*. In B. Würsig, J. G. M. Thewissen, & K. M. Kovacs (Eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (3rd ed., pp. 21-24). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00044-3>
- Dawson, S. M., Bowman, M. H., Leunissen, E., & Sirguy, P. (2017). Inexpensive aerial photogrammetry for studies of whales and large marine animals. *Frontiers in Marine Science*, 4, 366. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00366>
- Dawson, S., Wade, P., Slooten, E., & Barlow, J. (2008). Design and field methods for sighting surveys of cetaceans in coastal and riverine habitats. *Mammal Review*, 38(1), 19-49. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2008.00119.x>
- de Oliveira, L. L., Andriolo, A., Cremer, M. J., & Zerbini, A. N. (2023). Aerial photogrammetry techniques using drones to estimate morphometric measurements and body condition in South American small cetaceans. *Marine Mammal Science*, 39(3), 811-829. <https://doi.org/10.1111/mms.13011>
- Dwyer, S. L., Kozmian-Ledward, L., & Stockin, K. A. (2014). Short-term survival of severe propeller strike injuries and observations on wound progression in a bottlenose dolphin. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 48(2), 294-302. <https://doi.org/10.1080/00288330.2013.866578>
- Fettermann, T., Fiori, L., Gillman, L., Stockin, K. A., & Bollard, B. (2022). Drone surveys are more accurate than boat-based surveys of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Drones*, 6(4), 82. <https://doi.org/10.3390/drones6040082>
- Fettermann, T., Fiori, L., Bader, M., Doshi, A., Breen, D., Stockin, K. A., & Bollard, B. (2019). Behaviour reactions of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) to multirotor unmanned aerial vehicles (UAVs). *Scientific Reports*, 9(1), 8558. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44976-9>
- Fürstenau Oliveira, J. S., Georgiadis, G., Campello, S., Brandão, R. A., & Ciuti, S. (2017). Improving river dolphin monitoring using aerial surveys. *Ecosphere*, 8(8), e01912. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1912>
- Gerrodette, T., Perryman, W. L., & Oedekoven, C. S. (2019). Accuracy and precision of dolphin group size estimates. *Marine Mammal Science*, 35(1), 22-39. <https://doi.org/10.1111/mms.12506>
- Gomez-Salazar, C., Portocarrero-Aya, M., & Whitehead, H. (2012). Population, density estimates and conservation of river dolphins (*Inia* and *Sotalia*) in the Amazon and Orinoco river basins. *Marine Mammal Science*, 28(1), 124-153. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2011.00468.x>
- Gravena, W., da Silva, V. M. F., da Silva, M. N. F., Farias, I. P., & Hrbek, T. (2015). Living between rapids: Genetic structure and hybridization in the botos (Cetacean: Iniidae: *Inia* spp.) of the Madeira River, Brazil. *Biological Journal of the Linnean Society*, 114, 764-777. <https://doi.org/10.1111/bij.12463>
- Guerra, M., & Dawson, S. (2016). Boat-based tourism and bottlenose dolphins in Doubtful Sound, New Zealand: The role of management in decreasing dolphin-boat interactions. *Tourism Management*, 57, 3-9. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2016.05.010>
- Guerra, M., Dawson, S., Brough, T., & Rayment, W. (2014). Effects of boats on the surface and acoustic behaviour of an endangered population of bottlenose dolphins. *Endangered Species Research*, 24(3), 221-236. <https://doi.org/10.3354/esr00598>

- Guizada, L., & Aliaga-Rossel, E. (2016). Population data of the Bolivian river dolphin (*Inia boliviensis*) in Mamore River, Upper Madeira Basin. *Aquatic Mammals*, 42(3), 330-338. <https://doi.org/10.1578/AM.42.3.2016.330>
- Hartig, F. (2021). DHARMA: Residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. <https://cran.r-project.org/web/packages/DHARMA/vignettes/DHARMA.html>
- Harvey, M., Rowland, J., & Luketina, K. (2016). Drone with thermal infrared camera provides high resolution georeferenced imagery of the Waikite geothermal area, New Zealand. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 325, 61-69. <https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2016.06.014>
- Herman, L. M., Von Fersen, L., & Solangi, M. (1996). The bufeo (*Inia geoffrensis*) in the river Lagarto Cocha of the Ecuadorian Amazon. *Marine Mammal Science*, 12(1), 118-125. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1996.tb00309.x>
- Hodgson, A., Kelly, N., & Peel, D. (2013). Unmanned aerial vehicles (UAVs) for surveying marine fauna: A dugong case study. *PLOS ONE*, 8(11), e79556. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079556>
- Hodgson, A., Peel, D., & Kelly, N. (2017). Unmanned aerial vehicles for surveying marine fauna: Assessing detection probability. *Ecological Applications*, 27(4), 1253-1267. <https://doi.org/10.1002/eap.1519>
- Hupman, K., Stockin, K. A., Pollock, K., Pawley, M. D. M., Dwyer, S. L., Lea, C., & Tezanos-Pinto, G. (2018). Challenges of implementing mark-recapture studies on poorly marked gregarious delphinids. *PLOS ONE*, 13(7), e0198167. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198167>
- Kelagher, B. P., Peddemors, V. M., Hoade, B., Colefax, A. P., & Butcher, P. A. (2019). Comparison of sampling precision for nearshore marine wildlife using unmanned and manned aerial surveys. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 8(1), 30-43. <https://doi.org/10.1139/juvs-2018-0023>
- Layne, J. N. (1958). Observations on freshwater dolphins in the upper Amazon. *Journal of Mammalogy*, 39(1), 1-22. <https://doi.org/10.2307/1376605>
- Magnusson, A., Skaug, H., Nielsen, A., Berg, C., Kristensen, K., Maechler, M., van Benthem, K., Bolker, B., Brooks, M., & Brooks, M. M. (2017). glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal*, 9(2), 378-400.
- 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, Brasil. *Aquatic Mammals*, 8(1), 27-32.
- Mann, J., Connor, R. C., Tyack, P. L., & Whitehead, H. (Eds.). (2000). *Cetacean societies: Field studies of dolphins and whales*. University of Chicago Press.
- Martin, A. R., & da Silva, V. M. F. (2004a). Number, seasonal movements, and residency characteristics of river dolphins in an Amazonian floodplain lake system. *Canadian Journal of Zoology*, 82(8), 1307-1315. <https://doi.org/10.1139/z04-109>
- Martin, A. R., & da Silva, V. M. F. (2004b). River dolphins and flooded forest: Seasonal habitat use and sexual segregation of botos (*Inia geoffrensis*) in an extreme cetacean environment. *Journal of Zoology, London*, 263(3), 295-305. <https://doi.org/10.1017/S095283690400528X>
- May-Collado, L. J., & Quiñones-Lebrón, S. G. (2014). Dolphin changes in whistle structure with watercraft activity depends on their behavioral state. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 135(4), EL193-EL198. <https://doi.org/10.1121/1.4869255>
- McGuire, T. (2002). *Distribution and abundance of river dolphins in the Peruvian Amazon* (Unpub. doctoral dissertation). Texas A&M University, College Station.
- Morales, C. (2012). *Abundancia relativa de bufeo (Inia boliviensis) a lo largo de gradientes ambientales en los Ríos Apere, Ichilo y Mamoré* [Relative abundance of bufeo (*Inia boliviensis*) along environmental gradients in the Apere, Ichilo and Mamoré Rivers] (Tesis de licenciatura). Universidad Mayor de San Simón, Cochabamba, Bolivia.
- Mosnier, A., Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J-F., Lesage, V., Measures, L., & Hammill, M. (2015). Insights into processes of population decline using an integrated population model: The case of the St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*). *Ecological Modelling*, 314, 15-31. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.07.006>
- Mosquera-Guerra, F., Trujillo, F., Aya-Cuero, C., Franco-León, N., Valencia, K., Vasquez, A., Duran Prieto, C., Morales-Mejia, D. J., Pachón-Bejarano, G. A., & Mantilla-Meluk, H. (2020). Population estimate and identification of major conservation threats for the river dolphin (*Inia geoffrensis humboldtiana*) at the Colombian Orinoquia. *Therya*, 11(1), 9-21. <https://doi.org/10.12933/therya-20-854>
- Nowak, M. M., Dziób, K., & Bogawski, P. (2018). Unmanned aerial vehicles (UAVs) in environmental biology: A review. *European Journal of Ecology*, 4(2), 56-74. <https://doi.org/10.2478/eje-2018-0012>
- Oliveira-da-Costa, M., Marmontel, M., Da-Rosa, D. S., Coelho, A., Wich, S., Mosquera-Guerra, F., & Trujillo, F. (2020). Effectiveness of unmanned aerial vehicles to detect Amazon dolphins. *Oryx*, 54(5), 696-698. <https://doi.org/10.1017/S0030605319000279>
- Paschoalini, M., Almeida, R. M., Trujillo, F., Melo-Santos, G., Marmontel, M., Pavanato, H. J., Guerra, F. M., Ristau, N., & Zerbini, A. N. (2020). On the brink of isolation: Population estimates of the Araguaian river dolphin in a human-impacted region in Brazil. *PLOS ONE*, 15(4), e0231224. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231224>
- Paschoalini, M., Trujillo, F., Marmontel, M., Mosquera-Guerra, F., Paitach, R. L., Julião, H. P., dos Santos, G. M. A., Van Damme, P. A., Coelho, A. G. A., & Escobar Wilson White, M. (2021). Density and abundance estimation of Amazonian river dolphins: Understanding population size variability. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(11), 1184. <https://doi.org/10.3390/jmse9111184>

- Pavanato, H., Salazar, C. G., Lima, D., Paschoalini, M., Ristau, N., & Marmontel, M. (2019). Density, abundance and group size of river dolphins (*Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis*) in central Amazonia, Brazil. *The Journal of Cetacean Research and Management*, 20(1), 93-100. <https://doi.org/10.47536/jcrm.v20i1.238>
- Pavanato, H. J., Melo-Santos, G., Lima, D. S., Portocarrero-Aya, M., Paschoalini, M., Mosquera, F., Trujillo, F., Meneses, R., Marmontel, M., & Maretti, C. (2016). Risks of dam construction for South American river dolphins: A case study of the Tapajós River. *Endangered Species Research*, 31, 47-60. <https://doi.org/10.3354/esr00751>
- Pilleri, G., & Gihl, M. (1977). Observations on the Bolivian (*Inia geoffrensis* d'Orbigny, 1834) and the Amazonian bufeo (*Inia geoffrensis* de Blainville, 1817) with description of a new subspecies (*I. geoffrensis humboldtiana*). *Investigations on Cetacean*, 8, 11-76.
- Pouilly, M., & Beck, S. (2004). Geografía general [General geography]. In M. Pouilly, S. Beck, M. Moraes, & C. Ibañez (Eds.), *Diversidad biológica en la llanura de inundación del Río Mamoré: Importancia ecológica de la dinámica fluvial* [Biological diversity in the Mamoré River floodplain: Ecological importance of fluvial dynamics] (pp. 15-26). Centro de Ecología Simón I. Patiño. <https://doi.org/10.3390/drones4040064>
- R Core Team. (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org>
- Raoult, V., Colefax, A. P., Allan, B. M., Cagnazzi, D., Castelblanco-Martínez, N., Ierodiaconou, D., Johnston, D. W., Landeo-Yauri, S., Lyons, M., & Pirotta, V. (2020). Operational protocols for the use of drones in marine animal research. *Drones*, 4(4), 64.
- Salinas-Mendoza, A. (2007). *Distribución y estado poblacional del bufeo (Inia boliviensis) en los Ríos Blanco y San Martín (cuenca del Río Iténez)* [Distribution and population status of the bufeo (*Inia boliviensis*) in the Blanco and San Martín Rivers (Iténez river basin)] (Tesis de licenciatura). Universidad Mayor de San Simón, Cochabamba, Bolivia.
- Sucunza, F., Danilewicz, D., Andriolo, A., de Castro, F. R., Cremer, M., Denuncio, P., Ferreira, E., Flores, P. A., Ott, P. H., & Perez, M. S. (2022). Assessing bias in aerial surveys for cetaceans: Results from experiments conducted with the franciscana dolphin. *Frontiers in Marine Science*, 9, 1016444. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1016444>
- Trujillo, F. (1994). The use of photoidentification to study the Amazon river dolphin, *Inia geoffrensis*, in the Colombian Amazon. *Marine Mammal Science*, 10(3), 348-353. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1994.tb00489.x>
- Vidal, O. (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(3), 427-445. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1997.tb00650.x>
- Williams, R., Moore, J. E., Gomez-Salazar, C., Trujillo, F., & Burt, L. (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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.037>
- Wilson, B., Hammond, P. S., & Thompson, P. M. (1999). Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications*, 9(1), 288-300. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0288:ESAA TI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0288:ESAA TI]2.0.CO;2)
- Wosnick, N., Navas, C. A., Niella, Y. V., Monteiro-Filho, E. L., Freire, C. A., & Hammerschlag, N. (2018). Thermal imaging reveals changes in body surface temperatures of blacktip sharks (*Carcharhinus limbatus*) during air exposure. *Physiological and Biochemical Zoology*, 91(5), 1005-1012. <https://doi.org/10.1086/699484>

ANEXO 2.2 – Modelos estatísticos testados para explicar a variação no número de registros do boto-da-amazônia-boliviana (BAB), utilizando diferentes estruturas de efeitos fixos e aleatórios para as variáveis 'método de detecção' e 'rio de amostragem'

Modelo	Formula	ΔAIC
GLM	Contagem ~ Metodo + Rio; distribuição binomial negativa	0
GLM	Contagem ~ Metodo + Rio; distribuição Poisson	6.4498
GLMM	Contagem ~ Metodo + (1 Rio). Distribuição: binomial negativa*	8.3346
GLM	Contagem ~ Metodo; distribuição binomial negativa	11.8805
GLMM	Contagem ~ Metodo + (1 Rio). Distribuição:Poisson	19.5701
GLM	Contagem ~ Metodo; distribuição Poisson	71.5414

* Modelo escolhido por ter atendido aos critérios de validação com o pacote DHARMA, sem apresentar problemas de superdispersão.

ANEXO 3.1 – Modelos testados para avaliar presença de atividade acústica do boto-da-amazônia-boliviana (DPM) como variável de resposta e mês, hora e temperatura como preditores em estruturas GAMM

Formula	ΔAIC
DPM (presencia ausencia) ~ s(Temperatura) + s(hora) + s(mês)*	0
DPM (presencia ausencia) ~ te(Temperatura, hora) + mês	588
DPM (presencia ausencia) ~ s(Temperatura) + s(hora) + mês	693

* Modelo escolhido por ter atendido aos critérios de validação com o pacote DHARMA, sem apresentar problemas de superdispersão nem autocorrelação.

ANEXO 4.1 – Avaliação do estado de conservação do BAB

1.1.1.1. Taxonomia

Reino	Phylum	Clase	Orden	Familia
Animalia	Chordata	Mammalia	Cetartiodactyla	Iniidae

Nombre del taxón: *Inia boliviensis* (d'Orbigny, 1834)

Nome comum

Ingles: Bolivian River Dolphin, Pink dolphin, Bolivian bufeo

Español: Bufeo, Delfín Rosado, Bufeo boliviano, Delfín de río boliviano.

português: Boto boliviano, Boto da amazônia boliviana

Frances: Dauphin de riviere bolivien

Italiano: Delfini di fiume boliviani

Aleman: Bolivianischer Flussdelfin

Notas taxonômicas

Há aproximadamente 15 milhões de anos, os ancestrais de *Inia* podem ter migrado do oceano Pacífico para a bacia amazônica (GRABERT, 1984). Durante o Mioceno médio e tardio, há cerca de 12 milhões de anos, a drenagem da vasta massa de água continental que cobria a região provocou a separação das bacias fluviais do norte e do sul. Esse processo foi consequência do soerguimento da Cordilheira Oriental dos Andes e de uma diminuição global no nível do mar (HAMILTON et al., 2001). Como resultado, as populações do boto-da-amazônia-boliviana (*Inia boliviensis*) ficaram isoladas de outras populações de cetáceos fluviais, como *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis*. Esse isolamento foi reforçado pela presença de corredeiras e cachoeiras no rio entre Guayaramerín, no norte da Bolívia, e Porto Velho, no Brasil, que atuaram como aparente barreira geográfica, limitando a troca genética (HAMILTON et al., 2001; ALIAGA-ROSSEL, 2003).

Inia boliviensis, pertencente à subordem Odontoceti e à família Iniidae, foi descrito pela primeira vez na Amazônia boliviana em 1834 pelo naturalista Alcide d'Orbigny. Desde então, sua classificação tem sido objeto de intensos debates taxonômicos. Tradicionalmente, considerava-se que o gênero *Inia* compreendia apenas uma única espécie, *Inia geoffrensis*, com três subespécies diferenciadas geograficamente: *I. g. geoffrensis* na bacia do Amazonas, *I. g. humboldtiana* na bacia do Orinoco e *I. boliviensis* nos rios amazônicos da Bolívia (ALIAGA-ROSSEL, 2002). No entanto, com o avanço dos estudos morfológicos e genéticos, foi proposta

a existência de pelo menos duas espécies distintas: *I. geoffrensis* e *I. boliviensis*, às quais posteriormente se acrescentou *Inia araguaiaensis*, descrita em 2014 na bacia do Tocantins, Brasil (HRBEK et al., 2014).

As evidências morfológicas têm sustentado a distinção de *I. boliviensis* como uma espécie separada, diferenciando-se de *I. geoffrensis* em características como o tamanho e a forma do crânio, o número de dentes e a coloração do corpo (PILLERI & GIHR, 1977; DA SILVA, 1994). Estudos cromossômicos revelaram diferenças na fórmula cariotípica entre as duas espécies, com *I. boliviensis* apresentando um número diplóide de $2n = 44$, com uma estrutura cromossômica distinta da de *I. geoffrensis* em relação à quantidade de pares metacêntricos e submetacêntricos, bem como aos padrões de heterocromatina constitutiva (HAMADA-FEARNSIDE et al., 2017).

As análises genéticas têm reforçado essa separação. Estudos de DNA mitocondrial demonstraram que *I. boliviensis* forma uma linhagem geneticamente distinta (HAMILTON et aluma linhagem geneticamente distinta., 2002), enquanto análises de loci do complexo maior de histocompatibilidade (MHC) forneceram mais evidências em favor de sua diferenciação específica (MARTÍNEZ-AGÜERO et al., 2006). A divergência de *I. boliviensis* em relação a *I. geoffrensis* parece ter ocorrido entre 5 e 6 milhões de anos atrás, provavelmente como resultado de um efeito fundador durante o soerguimento dos Andes e a consequente separação da bacia do Madeira da bacia amazônica (RUIZ-GARCÍA et al. 2006). Outros estudos estimaram uma divergência mais recente, ocorrida entre 50.000 e 500.000 anos atrás, com base em marcadores mitocondriais e microssatélites (RUIZ-GARCÍA et al., 2008; RUIZ-GARCÍA & SHOSTELL, 2010). Apesar dessas evidências, a delimitação taxonômica de *I. boliviensis* continua sendo objeto de controvérsia.

GRAVENA et al. (2014) realizaram uma extensa amostragem nos rios Iténez-Guaporé, Mamoré e Madeira, utilizando DNA mitocondrial para analisar a distribuição dos linhagens. Seus resultados indicaram que os botos localizados entre a cachoeira de Teotônio e a localidade de Borba, cerca de 870 km rio abaixo da foz do Madeira, correspondiam a *I. boliviensis*. Isso sugere que a cachoeira de Teotônio não era uma barreira absoluta entre as populações de *I. boliviensis* e *I. geoffrensis*, como se assumia anteriormente. No entanto, estudos posteriores que combinaram dados mitocondriais com marcadores de microssatélites revelaram que a região rio abaixo da cachoeira de Teotônio funciona como uma zona de contato entre os dois linhagens (GRAVENA et al., 2015). Os indivíduos nessa área apresentavam genomas nucleares

predominantemente de *I. geoffrensis*, mas com linhagens mitocondriais de *I. boliviensis*, sugerindo a existência de uma população híbrida estável que se estende para a parte inferior do rio Madeira. A hibridização em cetáceos é um fenômeno bem documentado e não invalida a existência de espécies com histórias evolutivas separadas, mas ressalta a complexidade de seus processos de especiação (CROSSMAN et al., 2016).

Apesar das crescentes evidências que sustentam a diferenciação de *I. boliviensis* como espécie, a Society of Marine Mammal manteve sua classificação como uma subespécie de *I. geoffrensis*, provavelmente devido a uma interpretação parcial dos estudos genéticos existentes (EMIN-LIMA et al., 2022; SMM-TC, 2023).

No entanto, estudos morfométricos demonstraram que a diversidade dentro do gênero *Inia* é incompatível com a classificação de um único táxon, fornecendo mais evidências de que *I. boliviensis* deve ser reconhecido como uma espécie distinta (EMIN-LIMA et al., 2022).

1.1.1.2. Informação de avaliação

1.1.1.2.1. Categoria da Lista vermelha e critérios atendidos

Categoria y critério: **EN A2acd**

Ano 2025

1.1.1.2.1.1. Justificativa

A avaliação de *Inia boliviensis* em nível nacional utiliza critérios muito diferentes dos empregados pela IUCN (sistema MEGAN, aplicado por TARIFA & AGUIRRE, 2009) e classifica a espécie como Vulnerável (VU), devido às ameaças que enfrenta. No entanto, considerando a necessidade de padronizar os critérios com os utilizados pela IUCN e tendo dados mais recentes sobre esses aspectos, é possível avaliar a espécie em uma categoria de ameaça com maior certeza.

Na região média da bacia do Mamoré (estimativa apresentada previamente no Capítulo 1), foi estimada uma taxa de redução de -0,011511 em um período de mais de 20 anos, um intervalo próximo a uma geração (24,8 anos; MOORE *et al.*, 2018). Considerou-se utilizar essa tendência para avaliar, em nível local (Bolívia), a redução populacional. Com essas informações, calcula-se uma diminuição populacional de 58,03% em três gerações (75 anos).

Embora os dados disponíveis ainda revelem lacunas espaciais na distribuição, as ameaças que impulsionam o declínio do boto-da-amazônia-boliviana (BAB) estão presentes em grande parte da área de ocorrência da espécie. Destacam-se as capturas acidentais em redes de pesca, a fragmentação do habitat devido à construção de represas, a caça para uso como isca, a poluição e a competição por recursos com os humanos. Visto que essas pressões persistem e é pouco provável obter informações mais precisas em curto prazo, aplica-se o princípio da precaução na avaliação do estado de conservação de *Inia boliviensis*.

Com base nisso, a espécie foi classificada como *Endangered* (Em Perigo; Ameaçada) sob o Critério A2 da IUCN, uma vez que estimou-se um declínio populacional maior do que 50% em três gerações, identificando as seguintes causas que justificam essa classificação: (i) Diminuição na abundância populacional (subcritério a), (ii) Fragmentação do habitat e deterioração da qualidade ambiental, principalmente devido à construção de represas e mudanças no uso do solo (subcritério c); e (iii) Exploração direta e mortalidade incidental, decorrentes da captura em artes de pesca tradicionais e comerciais e da caça para uso como isca (subcritério d).

As ameaças que afetam o BAB continuam presentes, e algumas delas, especialmente aquelas relacionadas à modificação dos ecossistemas aquáticos, podem ser irreversíveis devido ao crescimento populacional e à crescente demanda por recursos naturais.

Embora a captura incidental (bycatch) em redes de pesca e a degradação do habitat por atividades humanas, como mineração, expansão populacional e construção de barragens, tenham sido ameaças persistentes, a caça dirigida para uso como isca pode vir a aumentar em razão da baixa taxa de captura de peixes para consumo e comercialização. Essa prática contribui para a redução acelerada da espécie.

1.1.1.2.1.2. Distribuição geográfica

1.1.1.2.1.2.1. Descrição da distribuição

A distribuição de *Inia boliviensis* está restrita ao norte e nordeste da Bolívia, dentro dos rios tropicais da Amazônia boliviana. Sua presença se limita principalmente a três sub-bacias na Bolívia: Mamoré, Iténez e Abunã, abrangendo os departamentos de Beni, Santa Cruz, Cochabamba e Pando (ALIAGA-ROSSEL, 2003; ALIAGA-ROSSEL & MCGUIRE, 2010; ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020b). Alguns desses rios, como o Iténez-Guaporé, delimitam a fronteira entre Bolívia e Brasil, enquanto o rio Abunã marca a distribuição mais

setentrional da espécie na Bolívia (ALIAGA-ROSSEL, 2003). Considerando que os rápidos e cachoeiras no curso dos rios que conectam Bolívia e Brasil podem arrastar indivíduos rio abaixo, na sub-bacia Amazônica, nos estados do Amazonas e Rondônia, gera-se uma população relativamente isolada que, devido à impossibilidade de retornar por conta das barreiras naturais, mantém uma estrutura genética diferenciada (GRAVENA et al., 2015).

Os BABs habitam rios que apresentam dois tipos principais de águas. Por um lado, encontram-se em rios de águas brancas, caracterizados por sua origem andina, alto teor de nutrientes, pH neutro e alta concentração de sólidos suspensos. Por outro lado, também habitam rios de águas claras, que contêm baixos níveis de nutrientes e partículas em suspensão. Esses cursos de água geralmente fluem através de florestas densas e, em algumas áreas, apresentam tonalidades escuras devido aos ácidos tânico resultantes da decomposição da vegetação (ALIAGA-ROSSEL, 2002). Durante a temporada de chuvas, algumas zonas fluviais experimentam a mistura desses diferentes tipos de água. Além disso, os boto-da-amazônia-boliviana podem ser encontrados em lagoas formadas por meandros antigos dos rios, que apresentam características físico-químicas e geomorfológicas particulares, contribuindo para a heterogeneidade de seu habitat.

1.1.1.2.1.2.2. Mapa de distribuição

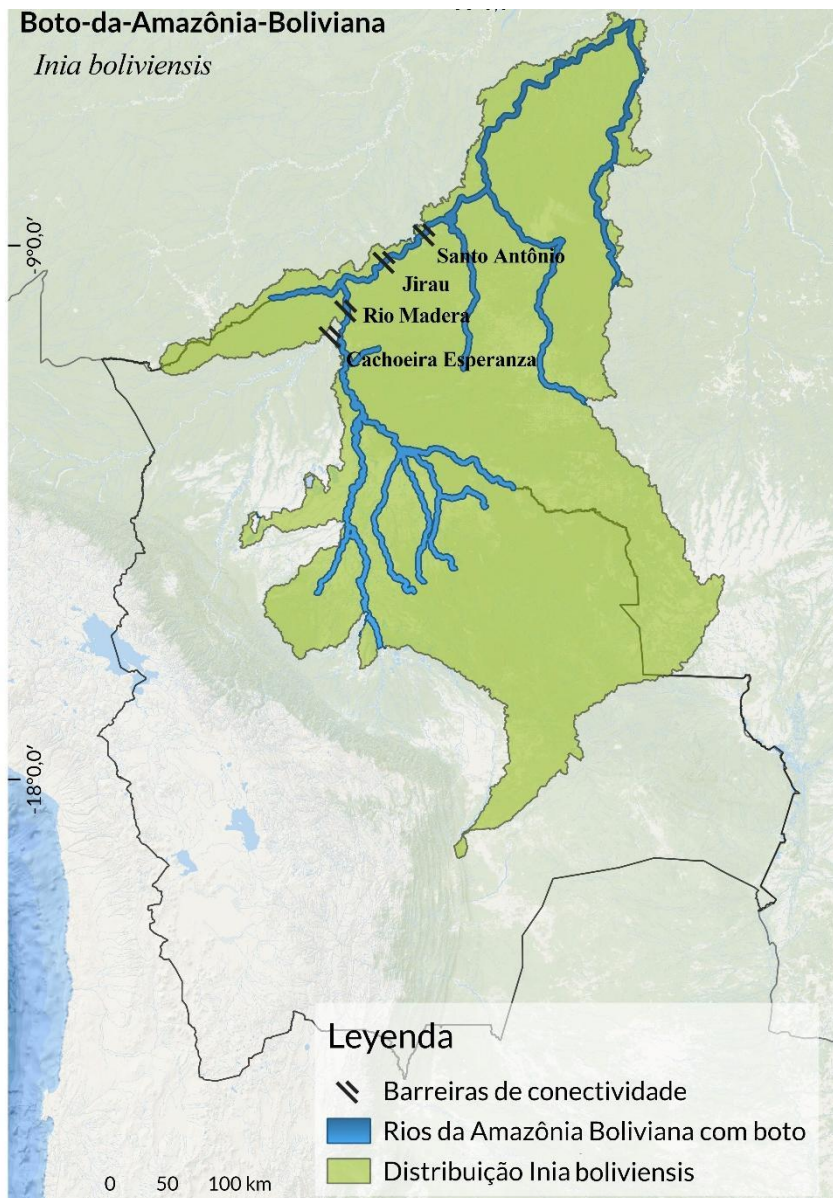


Figura 1. Mapa de distribuição do boto-da-amazônia-boliviana (*Inia boliviensis*) utilizando bacias nível 5.

1.1.1.2.1.3. População

Apesar da existência de diversas pesquisas e publicações sobre *Inia boliviensis*, ainda persistem incertezas quanto à sua estrutura populacional. Sua classificação taxonômica como uma espécie independente continua sendo objeto de debate na comunidade científica, destacando a necessidade de estudos adicionais para esclarecer sua diferenciação em relação a *Inia geoffrensis*.

Até o momento, não foi realizada uma estimativa global da abundância em toda a sua área de distribuição. A primeira análise de tendência populacional de longo prazo é apresentada no Capítulo 2 deste trabalho. No entanto, diversos estudos sobre a abundância relativa do BAB foram conduzidos em diferentes rios da Bolívia, evidenciando uma marcada variabilidade entre regiões (ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020b). Os valores mais baixos registrados correspondem ao rio Madeira, enquanto as maiores densidades foram observadas no rio Rapulo. Outras estimativas relevantes incluem: 2,81 BAB/km no rio Apere, 2,70 BAB/km no rio Machupo, 2,54 BAB/km no rio Niquisi e um máximo de 9,50 BAB/km no rio Tijamuchi. No entanto, alguns desses registros provêm de zonas próximas a confluências, onde a tendência dos botos a se agruparem pode influenciar os resultados. Com base nas informações disponíveis, a abundância relativa média estimada é de $0,92 \pm 0,75$ BAB/km.

Os estudos sobre a abundância de *I. boliviensis* têm se concentrado principalmente na sub-bacia do Mamoré, enquanto a sub-bacia do Iténez foi menos explorada (ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020b).

Apesar desses avanços, ainda existem lacunas de informação em áreas pouco estudadas, especialmente nos rios do departamento de Pando. É fundamental que futuras avaliações priorizem essas regiões para obter um panorama mais completo sobre a distribuição e o estado populacional da espécie na Bolívia.

Tendência populacional atual: Em declínio

1.1.1.2.1.4. Habitat e ecologia

As preferências de habitat de *Inia boliviensis* parecem ser determinadas principalmente pela disponibilidade de presas e pelas condições do ambiente, mais do que por fatores físico-químicos, como pH, condutividade, temperatura, transparência ou concentração de sólidos dissolvidos (ALIAGA-ROSSEL, 2002; GUIZADA & ALIAGA-ROSSEL, 2016; ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020a). Um estudo de longo prazo indicou que o BAB demonstra uma maior preferência por habitats de meandros e confluências fluviais (ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020a), que se caracterizam por um fluxo lento, facilitando a captura de presas e minimizando o gasto energético na natação (MARTIN & DA SILVA, 2004a, 2004b).

As confluências foram descritas como áreas estratégicas para a alimentação e forrageamento dos golfinhos de rio, pois apresentam uma alta densidade de peixes, devido à sua profundidade

e à proteção que oferecem (MCGUIRE & WINEMILLER, 1998; ALIAGA-ROSSEL, 2002; MOSQUERA-GUERRA et al., 2015; TRUJILLO et al., 2019; ALIAGA-ROSSEL & Guizada, 2020a). Esses ambientes também são particularmente importantes durante a época reprodutiva, que ocorre principalmente na estação seca (junho – setembro), pois permitem a agregação de vários indivíduos. Além disso, os meandros e curvas do rio apresentam maiores profundidades, uma condição que os botos parecem preferir (ALIAGA-ROSSEL et al., 2006; ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020a).

Em termos de áreas de alimentação, o BAB tende a se concentrar nas confluências de rios e lagunas, com maior frequência durante a estação seca (ALIAGA-ROSSEL, 2002; ALIAGA-ROSSEL et al., 2006; ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020a). Embora se considere que esses animais possam habitar as mesmas áreas por mais de um ano, sua mobilidade sazonal é variável (MCGUIRE & HENNINGSEN, 2007) e como é observado no capítulo 4 da tese. Por meio da fotoidentificação, estimou-se que seu território no rio Tijamuchi pode alcançar até 60 km (ALIAGA-ROSSEL, 2000). Durante a estação seca, quando os habitats disponíveis se reduzem, os BABs enfrentam uma maior pressão devido ao aumento da atividade pesqueira e à proliferação de redes em sua área de distribuição.

Em relação à sua dieta, trata-se de um predador generalista que consome presas de diferentes tamanhos, incluindo camarões de água doce, enguias e peixes de grande porte (PILLERI, 1969). A análise do conteúdo estomacal de um exemplar juvenil revelou uma alta diversidade de presas, com peixes das famílias Doradidae, Heptapteridae, Auchenipteridae e Characidae (subfamília Tetragonopterinae), espécies que não possuem interesse comercial (ALIAGA-ROSSEL et al., 2010).

Estudos recentes utilizando análises de isótopos estáveis permitiram avaliar a composição da dieta da espécie em diferentes regiões. No rio San Martín, dentro da bacia do Iténez, verificou-se que os peixes picívoros representam a principal fonte de alimento para a espécie, correspondendo a $67\% \pm 9\%$ da dieta (ECHEVERRIA et al., 2022). No entanto, em comparação com outras populações do Brasil, o nicho isotópico do BAB na Bolívia é mais estreito, o que sugere diferenças na disponibilidade de presas ou nos hábitos tróficos entre as regiões.

Sistema: Água doce

1.1.1.2.1.5. Usos e comércio ilegal

O consumo de carne de *Inia boliviensis* por comunidades indígenas é esporádico e está principalmente limitado ao grupo Yuracaré, que habita a região central do rio Mamoré. Embora tenha sido documentada sua caça ocasional para fins de subsistência (CIBIOMA *et al.*, 2025), não há registros precisos sobre a quantidade de BABs capturados para esse propósito. No entanto, a carne de boto é geralmente percebida como excessivamente gordurosa e de sabor pouco agradável, o que desestimula seu consumo frequente (ALIAGA-ROSSEL, 2010). Em algumas áreas do norte da Bolívia, como Costa Márquez, os habitantes acreditam que a carne desse cetáceo é prejudicial à saúde e até tóxica (ANDERSON, 1997).

O uso do *BAB* na medicina tradicional está amplamente difundido entre populações ribeirinhas e em diversas localidades tropicais. Acredita-se que a gordura do BAB possua propriedades curativas, especialmente para o tratamento de doenças respiratórias, como tuberculose e outras infecções pulmonares (ALIAGA-ROSSEL, 2003, 2010; CIBIOMA & GAML, 2025; CIBIOMA & GAMT, 2025). Recentemente, tem sido sugerido seu possível uso no tratamento de sequelas associadas à COVID-19, assim como o de outros táxons, como jacaré e arraia (CIBIOMA & GAML, 2025).

Além do seu uso medicinal, o *BAB* é objeto de diversas crenças e práticas tradicionais. Nos mercados locais de Riberalta, no norte da Bolívia, dentes de boto são comercializados como amuletos de atração sexual, amor ou boa sorte. Embora menos frequente, alguns curandeiros indígenas, especialmente entre a etnia Tsimane, utilizam partes do corpo do BAB, como os genitais e os olhos, para fins rituais ou mágicos.

1.1.1.2.1.6. Ameaças

As populações de BABs enfrentam uma série de ameaças, entre elas: a pesca incidental em redes pouco seletivas, a caça para uso como isca, a degradação do habitat devido à expansão da agricultura comercial, o desmatamento intensivo e a poluição por resíduos sólidos e acústica (RUÍZ-GARCÍA, 2009; ALIAGA-ROSSEL & MCGUIRE, 2010; DA SILVA & MARTIN, 2010; MCGUIRE & ALIAGA-ROSSEL, 2010; MMAYA, 2020).

1.1.1.2.1.6.1. Interação com pescarias, caça e captura incidental

A sobrepesca tem levado à adoção de técnicas cada vez mais agressivas, com consequências negativas para os BABs. A redução da disponibilidade de peixes de tamanho adequado para

consumo humano, o aumento do esforço pesqueiro (sem respeitar os períodos de defeso estabelecidos) e o uso intensivo de redes de pesca ampliaram os conflitos entre pescadores e o BAB. Em particular, redes de grande extensão posicionadas em confluências, meandros e em trechos largos dos rios, muitas vezes deixadas por longos períodos sem supervisão, aumentam o risco de botos ficarem presos e morrerem por afogamento (ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020b; MMAyA, 2020).

Embora existam poucos estudos sobre os efeitos da pesca comercial na Bolívia e seu impacto nas populações aquáticas (por exemplo, FAUNAGUA & WCS, 2022), foi relatado até duas décadas passadas que alguns membros de comunidades indígenas ocasionalmente caçam BABs para vender sua gordura na região de Trinidad, o que representava uma fonte de renda para certos moradores (ALIAGA-ROSSEL 2003, 2010). Também foram registrados casos de indivíduos alvejados a tiros, seja por diversão ou como prática de tiro esportivo (R. Cuéllar, 2018, comunicação pessoal em ALIAGA-ROSSEL 2003).

A captura incidental em redes de pesca é uma das principais causas de mortalidade para os BABs. Em muitos casos, os pescadores libertam os animais presos, mas em outros, os matam com facões para evitar danos às redes ou sob o argumento de reduzir o sofrimento do animal. Em alguns casos, seus restos são utilizados como isca ou simplesmente descartados (BEST & DA-SILVA, 1989; ALIAGA-ROSSEL, 2002; CIBIOMA & GAML, 2025). Apesar de pesquisas realizadas no médio e baixo Mamoré indicarem que os pescadores inicialmente não viam os botos como concorrentes pelos peixes, essa percepção mudou nos últimos anos, resultando em um aumento nos relatos de mortes ou agressões, incluindo tiros, envenenamentos e golpes (ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, em revisão).

Na Bolívia, o BAB é ocasionalmente usado como isca para a pesca do blanquillo (*Calophysus macropterus*), pois sua gordura é considerada mais eficaz do que outros cebos naturais, como jacarés ou capivaras. Embora os efeitos dessa prática sobre as populações de BAB ainda não tenham sido quantificados, sua eficácia pode favorecer seu uso contínuo e intensivo no futuro (ESCOBAR-WW et al., 2020). Na Amazônia brasileira, próximo a Tefé, estima-se que a matança intencional de boto amazônico para uso como isca resulte na morte de aproximadamente 1.650 indivíduos por ano (DA SILVA et al., 2018; MARMONTEL et al., 2020). Situações semelhantes foram relatadas em outros países (TRUJILLO et al., 2010; BRUM et al., 2015).

1.1.1.2.1.6.2. Degradação do habitat, redução da qualidade da água e poluição

O crescimento de atividades como desmatamento, agricultura, mineração e urbanização está afetando a quantidade e qualidade da água nos sistemas fluviais onde habita o BAB (ALIAGA-ROSSEL & GUIZADA, 2020b). Uma das consequências mais graves do desmatamento nos ecossistemas aquáticos é a redução acelerada da população de peixes, especialmente nos pequenos afluentes, onde muitas espécies dependem da disponibilidade de frutos. Além disso, o desenvolvimento de novas rodovias principais e abertura de rodovias ilegais junto com o aumento do tráfego fluvial provocam erosão das margens dos rios, afetando diretamente os habitats onde o BAB se refugia e se alimenta (PILLERI & GIHR, 1977).

Um dos principais problemas ambientais enfrentados pelos BABs é a poluição dos rios, causada pelo despejo excessivo de nutrientes, como altas cargas de fósforo, além da presença de contaminantes tóxicos, incluindo metais pesados (mercúrio, arsênio e chumbo), DDT e compostos clorados provenientes de pesticidas e atividades agrícolas e pecuárias (ALIAGA-ROSSEL, 2010). No caso dos metais pesados, a principal fonte de mercúrio vem da mineração de ouro em pequena escala, onde esse metal é utilizado para separar o ouro de outros materiais. Os resíduos contaminantes resultantes são despejados nos rios, desencadeando processos de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica (MOSQUERA-GUERRA et al., 2019; BARBOSA et al., 2021). No rio Beni, a mineração opera sem regulamentações ambientais, permitindo o despejo descontrolado de resíduos contaminantes na água. Estudos realizados nesse rio e em populações humanas ao longo do alto Madeira, no Brasil, evidenciaram que os níveis de mercúrio ultrapassam os limites estabelecidos pelas normas ambientais (MOSQUERA-GUERRA et al., 2019; BARBOSA et al., 2021). Essa contaminação não afeta apenas os trabalhadores da mineração, mas também comunidades localizadas até 120 km rio abaixo, onde foi detectado mercúrio no cabelo de pessoas com alto consumo de peixe (SCHUDEL et al., 2018).

O mercúrio tem sido associado a danos neurológicos, disfunção motora e problemas visuais, e seus efeitos foram amplamente documentados em peixes e humanos expostos à biomagnificação de contaminantes (MOSQUERA-GUERRA et al., 2019; BARBOSA et al., 2021). Nos botos do rio Madeira, análises de tecido adiposo revelaram concentrações significativamente mais altas de mercúrio em adultos do que em filhotes, indicando um

processo contínuo de bioacumulação (BARBOSA et al., 2021). Considerando que os golfinhos de rio consomem entre 2 e 3 kg de peixe por dia (BEST & DA SILVA, 1989) e possuem uma expectativa de vida prolongada (MARTIN & DA SILVA, 2018), eles estão particularmente expostos aos efeitos tóxicos desses contaminantes, o que representa um risco significativo para suas populações.

1.1.1.2.1.6.3. Tráfego de embarcações e poluição

O aumento do tráfego fluvial representa uma ameaça significativa para os BABs, pois pode afetar seu comportamento alimentar e reprodutivo, além de estar associado à poluição por derramamento de combustível (BERTHINUSSEN et al., 2021). O BAB pode interromper suas atividades quando perturbados pela proximidade de embarcações com motores de popa (ALIAGA-ROSSEL, 2010; ZURITA, 2019). Além disso, colisões com hélices podem causar ferimentos graves ou até a morte, embora esses casos frequentemente sejam subestimados. No rio Tijamuchi, foi encontrado um exemplar adulto com fraturas na mandíbula, possivelmente causadas por uma colisão com uma embarcação (ALIAGA-ROSSEL, 2000). Esse risco aumenta durante a estação de águas baixas, quando há um maior número de filhotes em canais rasos, muitas vezes compartilhados com barcos pesqueiros e turísticos (MCGUIRE & ALIAGA-ROSSEL, 2007).

A poluição acústica afeta a comunicação e navegação do BAB. O ruído gerado pelo tráfego fluvial, operações militares e explorações petrolíferas pode causar desde perda auditiva até alterações no comportamento e na disponibilidade de presas (BERTHINUSSEN et al., 2021). Em vários portos comerciais da região, as densidades de botos são baixas, o que sugere um impacto negativo do ruído. Estudos piloto indicam que os BABs ajustam seus parâmetros acústicos, modificando silvos e cliques em ambientes com maior tráfego de embarcações (ZURITA, 2019).

1.1.1.2.1.6.4. Construção de represas e fragmentação do habitat

O desenvolvimento hidrelétrico é uma ameaça crescente. Na Bolívia, novos projetos hidrelétricos na bacia do Madeira e no corredor Madeira-Madre de Dios-Beni podem gerar impactos semelhantes (Iniciativa de Golfinhos de Rio da América do Sul - *SARDI*, 2022). A fragmentação do habitat, causada pela construção de represas, como as de Jirau e Santo Antônio, no Brasil, isolou populações de golfinhos em trechos específicos do rio Madeira,

alterando suas rotas migratórias e a disponibilidade de presas (GRAVENA et al., 2015; DA SILVA et al., 2018).

1.1.1.2.1.6.5. Mudança climática

Como consequência das mudanças climáticas, a escassez de água e as secas prolongadas estão se tornando cada vez mais frequentes, com registros que evidenciam seu aumento em nível nacional (ALIAGA-ROSSEL et al., 2023). Embora algumas secas façam parte de ciclos naturais e apresentem variações temporais, a intensificação desse fenômeno representa uma ameaça crescente para os ecossistemas aquáticos. A redução na disponibilidade e qualidade do habitat fluvial pode afetar indiretamente as populações de BAB, limitando seu acesso a áreas adequadas para alimentação, reprodução e refúgio.

1.1.1.2.1.7. Ações de conservação

Desde 2009, e com uma nova reavaliação nacional para o Livro Vermelho de Vertebrados da Bolívia, a espécie foi mantida na categoria Vulnerável (VU) devido à pressão das ameaças diretas e à perda da qualidade do habitat. Em 2020, foi atualizado o Plano de Ação para a Conservação do boto-da-amazônia-boliviana em Bolívia, ajustando as diretrizes necessárias para a proteção da espécie e aprofundando estudos sobre população, distribuição, biologia básica e impacto de atividades humanas.

No que diz respeito à conservação legal, a espécie conta com diversas normativas nacionais e subnacionais que a protegem tanto direta quanto indiretamente. No entanto, a implementação carece de recursos financeiros específicos.

O BAB, por meio do Decreto Supremo 25458 de Veda Geral Indefinida, promulgado em julho de 1999, proíbe a captura, caça e perseguição da fauna silvestre e seus derivados. O Decreto Supremo 4489, promulgado em março de 2021, reforça a proteção da fauna silvestre dentro da jurisdição do governo central, proibindo expressamente a caça esportiva no território nacional. No entanto, essas duas normativas não fazem referência específica ao boto, o que limita seu alcance em termos de proteção efetiva. Em nível departamental, a Lei Departamental de Beni (março de 2008) declara o BAB como Patrimônio Natural do Departamento de Beni, reconhecendo a necessidade de fortalecer sua conservação e fomentar a pesquisa sobre a espécie. No âmbito nacional, a Lei N° 284/2012, promulgada em setembro de 2012, concede ao boto da Amazônia boliviana o status de Patrimônio Natural do Estado Plurinacional da

Bolívia. Seu artigo segundo estabelece que o governo central, em coordenação com as entidades autônomas territoriais, deve priorizar a conservação da espécie e de seu habitat, por meio de políticas, programas e projetos de curto, médio e longo prazo. Em nível municipal, foram estabelecidas normativas específicas para sua proteção. A Lei Municipal N° 12/2012, declarando o BAB como Patrimônio Natural e símbolo da cidade de Santíssima Trindade e Lei Municipal N° 122/2019, que o reconhece como Patrimônio Natural de Puerto Villarroel, no departamento de Cochabamba.