



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM SOCIEDADE, NATUREZA E
DESENVOLVIMENTO**

RAPHAEL ALVES FONSECA

**ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE *Podocnemis expansa* (Testudines,
Podocnemididae) NO MÉDIO TAPAJÓS, BRASIL**

SANTARÉM-PA

2022

RAPHAEL ALVES FONSECA

**ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE *Podocnemis expansa* (Testudines,
Podocnemididae) NO MÉDIO TAPAJÓS, BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento da Universidade Federal do Oeste do Pará, como requisito para obtenção de título de Doutor em Ciências Ambientais, Área de Concentração: Recursos Naturais, Biodiversidade e Bioprospecção na Amazônia.
Orientador: Sérgio de Melo
Coorientadora: Priscila Saikoski Miorando

SANTARÉM-PA

2022

F676e Fonseca, Raphael Alves

Ecologia e conservação de *Podocnemis expansa* (Testudines, Podocnemididae) no Médio Tapajós / Raphael Alves Fonseca. – Santarém, 2022.

156 p.: il.

Inclui bibliografias.

Orientador: Sérgio de Melo.

Coorientadora: Priscila Saikoski Miorando.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Programa de Pós-Graduação Doutorado em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento.

1. Conservação da biodiversidade. 2. Legislação ambiental. 3. Programa Quelônios da Amazônia. 4. Tabuleiro do Monte Cristo. 5. Tartaruga-da-Amazônia.

I. Melo, Sérgio de, *orient.* II. Miorando, Priscila Saikoski, *coorient.*

CDD: 23 ed. 597.92098115

Bibliotecária - Documentalista: Renata Ferreira – CRB/2 1440

À minha amada esposa, familiares e colegas de trabalho, pelo apoio, incentivo, inspiração e confiança depositada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos analistas ambientais do Ibama Paulo Lopes Ribeiro e Rodrigo Numeriano de Souza, às biólogas Daniela Bianchi, Elaine Cristina da Silva Oliveira, Luiza Magalhães Figueira e Poliane Batista da Silva e aos moradores da Floresta Nacional do Tapajós Rosivan Rodrigues Rocha “Pom Pom” e Zacarias Pedroso da Silva pela colaboração nas coletas de dados de campo.

Agradeço ao analista ambiental do Ibama Roberto Victor Lacava e Silva pela colaboração nas coletas de dados de campo e pela elaboração dos mapas constantes nesta Tese.

Agradeço aos alunos do curso de biologia da UFOPA Álvaro dos Santos Moreira, Ana Caroline Pereira Pereira, Ana Richaela Frota Pereira, Andressa Kelly Silva de Jesus, Antônia dos Santos Costa, Cíntia Raissa dos Santos Wanderlei, Darliane Campos dos Santos, Darliene Araújo Prata e Luziana Rebelo da Silva pelo apoio nas coletas de dados de campo e pela colaboração na aplicação das entrevistas semiestruturadas.

Agradeço aos alunos do curso de engenharia de pesca da UFOPA Atos Fábio da Silva, Graziela Vivine Gonçalves de Mota Silva, Heloína Pimentel de Sousa e Inácio Barros Júnior pelo apoio nas coletas de dados de campo e pela colaboração na aplicação das entrevistas semiestruturadas.

Agradeço aos alunos do curso de antropologia da UFOPA Emilly Monique Lemes dos Santos e Ronald Araújo Mendes Azulay, pelo apoio nas coletas de dados de campo e pela colaboração na aplicação das entrevistas semiestruturadas.

Agradeço aos alunos do curso de biologia da Faculdade de Itaituba Felipe Pedroso Costa, Makyson Soares Pae Barros, Nayne Sousa Moreira, Rainara Pereira dos Santos e Wellison Rodrigues da Silva pela colaboração na aplicação das entrevistas semiestruturadas.

Agradeço à aluna de geologia da UFOPA Cíntria Neves Nunes pela realização das análises granulométricas.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pelas bolsas de iniciação científica concedidas aos alunos Ana Caroline Pereira Pereira, Álvaro dos Santos Moreira e Heloína Pimentel de Sousa.

Agradeço à Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação Tecnológica/UFOPA pelo apoio financeiro para realização das atividades de campo via Editais PROTeses e concessões de diárias de campo.

Agradeço aos monitores de praia do Programa Quelônios da Amazônia Antônio Souza de Araújo Filho “Tonho”, Ocenildo Silva Gonçalves “Bereta”, João Correa Moraes “Dunga”, Joarlison da Silva Moraes “Mirim”, Joel da Silva Coelho e José Sousa Lima Costa “Zeca”, pela colaboração nas coletas de dados de campo.

Agradeço ao Ibama pela concessão de licença para capacitação de longa duração formalizada pelo processo administrativo 02048.103066/2017-96, após participação de processo seletivo referente ao Edital nº 4/2017, publicado pela Diretoria de Planejamento, Administração e Logística em Boletim de Serviço Especial nº 09C, de 22 de setembro de 2017.

Agradeço à Sociedade para Pesquisa e Proteção do Meio Ambiente pelo uso do espaço físico de sua sede nos inúmeros dias em que acompanhei minha esposa em sua jornada de trabalho.

Agradeço aos meus orientadores, professores Doutores Sérgio de Melo e Priscila Saikoski Miorando, pelas importantes contribuições acadêmicas e colaboração na elaboração da Tese e publicações científicas no âmbito do doutoramento.

Agradeço especialmente ao Dr. Juarez Carlos Brito Pezzuti pela colaboração na coleta de dados de campo, pela colaboração na elaboração do projeto de Tese, pela parceria nas publicações científicas e pelo exemplo ético e moral a ser seguido como pesquisador e professor atuante na Amazônia.

RESUMO

Podocnemis expansa é a maior espécie de quelônio fluvial neotropical e com maior distribuição geográfica, sendo categorizada em baixo risco de extinção e dependente de ações de conservação na lista da IUCN. Nesta Tese, iniciamos uma discussão sobre a relação dos povos tradicionais e a gestão de fauna silvestre no Brasil, como os marcos legais que regem o tema são subutilizados e quais são as perspectivas para o futuro do manejo e conservação dessa espécie. Investigamos a população de *P. expansa* do Médio Tapajós entre 2013 e 2019, abordando sua ecologia reprodutiva, estrutura populacional, captura, consumo e comércio. Coletamos dados biométricos de 144 fêmeas e de seus respectivos ovos e ninhos. Encontramos uma correlação positiva significativa entre tamanho das fêmeas e ovos, mas não com medidas dos ninhos. O tamanho da fêmea apresentou correlação significativamente positiva com a taxa de eclosão, assim como altura inicial, altura em relação ao nível do rio e substrato com predominância de areia grossa. O nível do rio Tapajós e substrato com predominância de areia fina apresentaram correlação negativa significativa com a taxa de eclosão. Através de capturas experimentais, capturamos 969 indivíduos, com razão sexual de 5,83:1 desviada para machos. A biomassa total obtida nas capturas foi de 4.850,8 kg. O tamanho estimado para a população de *P. expansa* variou entre 296.679 e 319.084 indivíduos e a biomassa estimada variou entre 1.492,1 e 1.604,8 toneladas. Aplicamos 4.404 entrevistas, nas quais registramos 193 capturas, com 658 quelônios capturados, correspondendo a 3.417 kg. A frequência média de captura foi de 6,42 no período de seca e 2,48 no período de cheia. Espinhel e camurim foram as técnicas mais utilizadas, com a maioria das capturas voltada para o consumo. Encontramos alta correlação entre captura e distância percorrida para captura, distância ao tabuleiro de Monte Cristo e a cota mensal do rio Tapajós. Paralelamente, investigamos o consumo de *P. expansa* e *P. unifilis*, que diferiu entre as zonas urbana e rural. Os valores comercializados de *P. expansa* e *P. unifilis* e seus ovos foram maiores na zona urbana que na rural. Concluimos ser necessário monitorar continuamente a reprodução de *P. expansa* e sua dinâmica populacional, e que o manejo sustentável comunitário pode ser uma alternativa viável para conservação, segurança alimentar e geração de renda.

Palavras-Chave: Conservação da biodiversidade; Legislação ambiental; Programa Quelônios da Amazônia; Tabuleiro do Monte Cristo; Tartaruga-da-Amazônia.

ABSTRACT

P. expansa is the largest neotropical freshwater chelonian species and largest geographical distribution, categorized as low-endangered and conservation-dependent species on the IUCN list. In this Thesis, we start a discussion about the relationship between traditional people and the wildlife management in Brazil, how the legal frameworks that conduct the topic are underused and what are the prospects for the future of the management and conservation of this specie. We investigated the *P. expansa* population in the Middle Tapajós region between 2013 and 2019, addressing its reproductive ecology, population structure, capture, consumption and trade. We collected biometric data from 144 females and their eggs and nests. We found a significant positive correlation between female and eggs amount and size, but not with nest measurements. Female size showed a significantly positive correlation with hatching rate, as well as nest initial height, nest height in relation to river level and substrate with predominance of coarse sand. The Tapajós River level and substrate with predominance of fine sand showed a significant negative correlation with the hatching rate. Through experimental captures we captured 969 individuals, with a male-biased sex ratio was 5.83:1. The total biomass obtained in these captures was 4.850,8 kg. The estimated size of the population of *P. expansa* varied between 296.679 and 319.084 individuals, and estimated biomass was between 1.492,1 and 1.604,8 tons. We applied 4.404 interviews, in which we recorded 193 captures, with 658 chelonians captured, corresponding to 3.417 kg. The average capture frequency was 6,42 in the dry season and 2,48 in the high season. Long-hook and “camurim” were the most used techniques, with most captures for consumption. We found a high correlation between capture and distance traveled to capture, distance to the Monte Cristo “Tabuleiro” and the monthly quota of the Tapajós River. At the same time, we investigated *P. expansa* and *P. unifilis* consumption, that differed between urban and rural areas. The *P. expansa* and *P. unifilis* commercialized values and their eggs were higher in urban areas than in rural areas. We conclude that it is necessary to continuous monitoring of *P. expansa* reproduction and population dynamics, and that sustainable community management can be a viable alternative for conservation, food security and income generation.

Keywords: Amazon Chelonian Program; Biodiversity conservation; Environmental legislation; Monte Cristo Tabuleiro; South American river turtle.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Imagem de satélite da área de estudo, evidenciando a área em Hectares das praias do André e Monte Cristo, rio Tapajós	61
Figura 2 – Relações entre variáveis dos ovos e comprimento curvilíneo da carapaça de <i>P. expansa</i> no Médio Tapajós	66
Figura 3 – Relações entre variáveis dos ovos e comprimento retilíneo da carapaça de <i>P. expansa</i> no Médio Tapajós	67
Figura 4 – Relações entre variáveis dos ovos e largura máxima da carapaça de <i>P. expansa</i> no Médio Tapajós	68
Figura 5 – Relações entre variáveis dos ovos e comprimento máximo do plastrão de <i>P. expansa</i> no Médio Tapajós	69
Figura 6 – Relações entre variáveis dos ovos e massa de <i>P. expansa</i> no Médio Tapajós	70
Figura 7 – Histogramas com ajuste de curva de normalidade das taxas de eclosão dos ninhos monitorados nas praias do Monte Cristo e do André no Médio Tapajós entre 2013 e 2019	71
Figura 8 – Mapa da área de estudo, indicando os pontos de captura experimental realizadas em 2018 e 2019 e a área de desova de <i>P. expansa</i> no Médio Tapajós	85
Figura 9 – Indivíduos machos de <i>P. expansa</i> capturados em 2019, apresentando ferimentos obtidos em disputas de cópula	87
Figura 10 – Estrutura populacional de <i>P. expansa</i> no Médio Tapajós, Brasil	90
Figura 11 – Pirâmide populacional de <i>P. expansa</i> no Médio Tapajós, referente ao período de 2017 a 2019	91
Figura 12 – Imagem de satélite da área de estudo, com limites municipais e IDs das comunidades ribeirinhas participantes e da zona urbana de Itaituba	104
Figura 13 – Número e biomassa de quelônios do gênero <i>Podocnemis</i> capturados no Médio Tapajós entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020	110
Figura 14 – Número e biomassa de fêmeas e machos de <i>P. expansa</i> capturados no Médio Tapajós entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020 destinados ao consumo e ao comércio	112
Figura 15 – Representação gráfica da relação entre cota média mensal do rio Tapajós e média mensal do número de indivíduos de <i>P. expansa</i> e <i>P. unifilis</i> capturados entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020, com respectivos intervalos de confiança (95%)	114
Figura 16 – Representação gráfica da relação entre cota média mensal do rio Tapajós e biomassa média mensal de <i>P. expansa</i> e <i>P. unifilis</i> obtida nas capturas entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020, com respectivos intervalos de confiança (95%)	115

Figura 17 – Distâncias médias percorridas para prática de captura de <i>P. expansa</i> e <i>P. unifilis</i> no Médio Tapajós durante o período do estudo	115
Figura 18 – Imagem de satélite da área de estudo, com limites municipais e IDs das comunidades ribeirinhas participantes e da zona urbana de Itaituba	127
Figura 19 – Índices de Simpson referentes aos períodos de cheia e seca de fontes de proteína animal consumidas no Médio Tapajós entre abril de 2019 e fevereiro de 2020	133
Figura 20 – Frequências relativas de fontes de proteína animal consumidas nos períodos de cheia (A) e seca (B) entre abril de 2019 e fevereiro de 2020 no Médio Tapajós	137
Figura 21 – Consumo de espécies silvestres nos períodos de cheia e seca nas zonas rural e urbana do Médio Tapajós entre abril de 2019 e fevereiro de 2020	137

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Sítios reprodutivos protegidos pela Portaria SUDEPE nº N-24/1987.....	35
Tabela 2 – Estatística descritiva e testes de normalidade de dados biométricos e número de ovos postados por <i>P. expansa</i> , coletados entre 2013 e 2019 no Médio Tapajós	64
Tabela 3 – Estatística descritiva e testes de normalidade de dados biométricos de ovos postados por <i>P. expansa</i> e das medidas dos respectivos ninhos, coletados entre 2013 e 2019 no Médio Tapajós	65
Tabela 4 – Relação entre comprimento curvilíneo da carapaça de fêmeas de <i>P. expansa</i> e dados biométricos de ovos e ninhos (N = 144)	65
Tabela 5 – Relação entre comprimento retilíneo da carapaça de fêmeas de <i>P. expansa</i> e dados biométricos de ovos e ninhos (N = 144)	66
Tabela 6 – Relação entre largura máxima da carapaça de fêmeas de <i>P. expansa</i> e dados biométricos de ovos e ninhos (N = 144)	67
Tabela 7 – Relação entre comprimento máximo do plastrão de fêmeas de <i>P. expansa</i> e dados biométricos de ovos e ninhos (N = 144)	68
Tabela 8 – Relação entre massa de fêmeas de <i>P. expansa</i> e dados biométricos de ovos e ninhos (N = 144)	69
Tabela 9 – Comparação das classes de granulométricas das amostras de substrato coletadas nas praias do André (N=18) e do Monte Cristo (N=8) no Médio Tapajós	71
Tabela 10 – Modelo linear generalizado representando a influência dos fatores biométricos, características dos ninhos monitorados, do nível do rio Tapajós e da granulometria do substrato sobre a taxa de eclosão de <i>P. expansa</i>	72
Tabela 11 – Dados biométricos (média, desvio padrão e amplitude) dos indivíduos de <i>P. expansa</i> capturados em 2018 e 2019 no Médio Tapajós	89
Tabela 12 – Informações básicas das comunidades ribeirinhas participantes do estudo e da zona urbana de Itaituba, localizadas na região do Médio Tapajós	105
Tabela 13 – Número de entrevistados, de eventos de captura de quelônios registrados e frequências médias mensais dos períodos de seca e cheia por localidade no Médio Tapajós durante o período do estudo	108
Tabela 14 – Proporção de quelônios capturados em 2018 e 2019 no Médio Tapajós	111
Tabela 15 – Modelo linear generalizado representando a influência de três fatores sobre o rendimento de captura de <i>P. unifilis</i> no Médio Tapajós com base no número de indivíduos capturados entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020 ($n = 35$)	112

Tabela 16 – Modelo linear generalizado representando a influência de três fatores sobre o rendimento de captura de <i>P. unifilis</i> no Médio Tapajós com base na biomassa obtida na captura entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020 ($n = 30$)	112
Tabela 17 – Modelo linear generalizado representando a influência de três fatores sobre o rendimento de captura de <i>P. expansa</i> no Médio Tapajós com base no número de indivíduos capturados entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020 ($n = 78$)	114
Tabela 18 – Modelo linear generalizado representando a influência de três fatores sobre o rendimento de captura de <i>P. expansa</i> no Médio Tapajós com base na biomassa obtida nas capturas entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020 ($n = 67$)	116
Tabela 19 – Informações básicas das comunidades ribeirinhas participantes do estudo e da zona urbana de Itaituba, localizadas na região do Médio Tapajós	128
Tabela 20 – Frequência relativa (%) de consumo de proteína animal proveniente de espécies silvestres no Médio Tapajós, entre abril de 2019 e fevereiro de 2020 ($N = 296$)	131
Tabela 21 – Frequência relativa (%) de consumo de proteína animal proveniente do pescado no Médio Tapajós, entre abril de 2019 e fevereiro de 2020 ($N = 4.242$)	132
Tabela 22 – Índice de Simpson (λ), riqueza (S) e número de refeições para espécies silvestres, pescado e todas as fontes de proteína animal consumidas no Médio Tapajós durante o período do estudo (valores registrados em ¹⁻)	134

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	14
REFERÊNCIAS	22
CAPÍTULO 1 – MANEJO E CONSERVAÇÃO DE QUELÔNIOS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA	30
1.1 Introdução	30
1.2 Histórico do manejo e conservação de quelônios no Brasil	33
1.3 Populações tradicionais e uso de quelônios no Brasil	38
1.3.1 Caracterização do indivíduo integrante de populações tradicionais na Amazônia e a formação de sua identidade cultural.....	38
1.3.2 Normas jurídicas e uso da fauna silvestre por populações tradicionais no Brasil	40
1.4 Perspectivas para o futuro da conservação de quelônios na Amazônia	47
1.5 Conclusão	49
REFERÊNCIAS	50
CAPÍTULO 2 – ECOLOGIA REPRODUTIVA DE <i>Podocnemis expansa</i> (TESTUDINES, PODOCNEMIDIDAE) NO MÉDIO TAPAJÓS, BRASIL	58
2.1 Introdução	58
2.2 Material e métodos	60
2.2.1 Área de estudo	60
2.2.2 Delineamento amostral	61
2.2.3 Análise de dados	63
2.3 Resultados	64
2.4 Discussão	73
2.5 Conclusão	78
REFERÊNCIAS	78
CAPÍTULO 3 – ESTRUTURA POPULACIONAL DE <i>Podocnemis expansa</i> (TESTUDINES, PODOCNEMIDIDAE) NO MÉDIO TAPAJÓS, BRASIL	83
3.1 Introdução	83
3.2 Material e métodos	84
3.2.1 Área de estudo	84
3.2.2 Delineamento amostral	85
3.2.3 Análise de dados	87
3.3 Resultados	89

3.4 Discussão	91
3.5 Conclusão	96
REFERÊNCIAS	96
CAPÍTULO 4 – CAPTURA DE QUELÔNIOS DO GÊNERO <i>Podocnemis</i> (TESTUDINES, PODOCNEMIDIDAE) NO MÉDIO TAPAJÓS, BRASIL	102
4.1 Introdução	102
4.2 Material e métodos	103
4.2.1 Área de estudo	103
4.2.2 Delineamento amostral	105
4.2.3 Análise de dados	106
4.3 Resultados	107
4.4 Discussão	116
4.5 Conclusão	119
REFERÊNCIAS	120
CAPÍTULO 5 – CONSUMO E COMÉRCIO DE QUELÔNIOS DO GÊNERO <i>Podocnemis</i> (TESTUDINES, PODOCNEMIDIDAE) NO MÉDIO TAPAJÓS, BRASIL	125
5.1 Introdução	125
5.2 Material e métodos	126
5.2.1 Área de estudo	126
5.2.2 Delineamento amostral	128
5.2.3 Análise de dados	129
5.3 Resultados	130
5.4 Discussão	138
5.5 Conclusão	144
REFERÊNCIAS	145
CONSIDERAÇÕES FINAIS	152
APÊNDICE I	153
APÊNDICE II	154
ANEXOS	156

INTRODUÇÃO GERAL¹

No Brasil, ocorrem 38 espécies de quelônios das 357 espécies reconhecidas no mundo, sendo 29 de água doce, cinco marinhas e duas terrestres (COSTA; GUEDES; BÉRNILS, 2021; TTWG, 2021). Na bacia amazônica, ocorrem 17 espécies aquáticas e duas terrestres, distribuídas em cinco famílias – Kinosternidae, Geoemydidae e Testudinidae, da subordem Cryptodira; e Chelidae e Podocnemididae, da subordem Pleudira (FERRARA et al., 2017; CUNHA et al., 2021). Os quelônios aquáticos amazônicos são responsáveis por parcela significativa da biomassa de ecossistemas fluviais, e proporcionam uma valiosa contribuição para a ciclagem de nutrientes (MOLL; MOLL, 2000). Esse grupo de vertebrados desempenha um papel importante, mas não completamente compreendido, tanto na ecologia de ecossistemas, como consumidores e dispersores de sementes, e na economia e sociologia dos assentamentos humanos rurais que subsistem utilizando-os como recurso alimentar (KLEMENS; THORBJARNARSON, 1995; MOLL; MOLL, 2004). A bacia amazônica é considerada o centro de dispersão da família Podocnemididae, representadas pelo cabeçudo ou tartaruga-cabeçuda (*Peltocephalus dumerilianus*) e pelo gênero *Podocnemis*, ocorrendo no território brasileiro cinco dentre as sete espécies existentes (IVERSON, 1986; RHODIN et al., 2010). A tartaruga-da-Amazônia (*Podocnemis expansa*) é a espécie de maior distribuição, podendo ser encontrada nas bacias do Amazonas, Tocantins-Araguaia, Orinoco e Essequibo (IVERSON, 1986; RHODIN et al., 2010), numa área de 7.718.409,97 km² (FERRARA et al., 2017), além de ser a maior espécie de quelônio fluvial neotropical, podendo uma fêmea adulta pesar até 60 quilos, possivelmente até mais (ALHO; PÁDUA, 1982a).

Como as demais espécies da família Podocnemididae, o período reprodutivo de *P. expansa* ocorre na estação seca, acionado pelo pulso de inundação (ALHO; PÁDUA; 1982a; THORBJARNARSON; PEREZ; ESCALONA, 1993). O período de desova pode variar amplamente entre localidades e entre anos, geralmente oscilando entre uma semana e dois meses, dependendo das condições meteorológicas e das flutuações do nível do rio. Um repentino aumento do nível do rio ou vários dias sucessivos de chuvas podem deslocar, interromper ou prolongar o período de desova (ALHO; PÁDUA, 1982a; 1982b). Com a diminuição do nível do rio, *P. expansa* migra para os sítios reprodutivos, quando os espécimes adultos dispersos em lagos e florestas alagadas se agregam nos canais principais dos rios

¹ Texto originalmente publicado como capítulo de livro intitulado “Ecologia e conservação da tartaruga-da-Amazônia (*Podocnemis expansa*)” In: MINERVINO, A. H. H.; BRASILEIRO, T. S. A. (Orgs). **Sociedade, Natureza e Desenvolvimento na Amazônia, Vol. I**. Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, PA, p. 329-345. 2019.

(ALHO; PÁDUA, 1982a; 1982b; PÁDUA; ALHO, 1982). A desova de *P. expansa* ocorre anualmente em colônias que variam de dezenas a milhares de indivíduos, em praias denominadas de tabuleiros, onde é possível observar o comportamento social bem característico, que se inicia com a agregação dos cardumes em águas denominadas boiadouros, localizados próximos aos sítios de desova (ALHO; PÁDUA; 1982a; 1982b; PÁDUA; ALHO, 1982; FERRARA; SCHNEIDER; VOGT, 2010). Após, ocorre o assoalhamento, que consiste na subida das fêmeas até a praia para aquecimento do corpo durante as horas quentes do dia, seguida de visitas noturnas para exploração e seleção de locais de desova (ALHO; PÁDUA; 1982a; 1982b; PÁDUA; ALHO, 1982; FERRARA; SCHNEIDER; VOGT, 2010). A desova ocorre coletivamente, com a escavação do ninho, seguida da postura dos ovos, aterro e selagem da câmara de ovos, e por fim o retorno ao rio (ALHO; CARVALHO; PÁDUA, 1979; ALHO; PÁDUA; 1982a; PÁDUA; ALHO, 1982). Em locais onde a quantidade de fêmeas é grande, ocorre a arribação, fenômeno onde inúmeras fêmeas desovam ao mesmo tempo. Nesses picos de desova é possível ocorrer o soterramento de fêmeas por outras fêmeas desovando, podendo ser fatal para as soterradas. Este fenômeno foi recentemente registrado no rio Tapajós por Miorando, Lacava e Fonseca (2019). No rio Trombetas, foi registrada a vocalização entre fêmeas e filhotes de *P. expansa*, demonstrando o quão complexo é o seu comportamento no período reprodutivo (FERRARA et al., 2014). Esta estratégia, somada à agregação de *P. expansa*, visa reduzir a predação de filhotes por predadores aquáticos, considerado crítico para sua sobrevivência (FERRARA et al., 2014). Além de registrar a vocalização entre fêmeas e filhotes, Ferrara et al. (2014) registraram a vocalização entre fêmeas nas fases de migração, agregação de cardumes e desova, sugerindo um comportamento social complexo para a espécie.

O número de ovos por ninho varia entre 63 e 134 (ALHO; PÁDUA, 1982a; BONACH; PIÑA; VERDADE, 2006; JAFFÉ; PEÑALOZA; BARRETO, 2008; PORTELINHA et al., 2013) e eclodem após 42 a 68 dias, variando segundo a localidade e o regime hídrico ocorrido no ano (ALHO; PÁDUA, 1982a; PÁDUA; ALHO, 1984; FERREIRA JÚNIOR; CASTRO, 2005). Dentre os aspectos reprodutivos, as relações alométricas entre tamanho da fêmea e seu investimento na reprodução, caracterizado pelo número e tamanho dos ovos, trazem respostas sobre a ecologia da espécie e suas respectivas estratégias reprodutivas (VALENZUELA, 2001a). Para quelônios, vertebrados ovíparos sem cuidado parental aparente, a alocação de recurso na prole é o principal componente maternal capaz de otimizar o *fitness* da fêmea nas futuras gerações (SMITH; FRETWELL, 1974). Valenzuela (2001a), na Venezuela, e Portelinha et al. (2013), no rio Javaés, identificaram relações positivas entre tamanho das fêmeas e respectivo número de ovos e massa da ninhada, mas não em relação ao

tamanho individual dos ovos. As fêmeas de *P. expansa* apresentam relações alométricas positivas entre tamanho corporal (comprimentos da carapaça e peso) e profundidade do ninho, com consequente relação entre o tamanho da câmara do ninho e o número de ovos (VALENZUELA, 2001a; BONACH; PIÑA; VERDADE, 2006). Como outros répteis, *P. expansa* desova diretamente no substrato arenoso, em ninhos profundos o suficiente para proteger a ninhada dos efeitos extremos de temperatura e umidade, e também de predadores (SEIGEL; DODD, 2000; BONACH et al., 2007). Seleciona praias altas e arenosas, sendo uma das espécies do gênero *Podocnemis* mais exigentes na escolha do sítio reprodutivo, estratégia que visa obter uma termorregulação adequada ao desenvolvimento embrionário e evitar perdas por alagamento em circunstâncias naturais (FERREIRA JÚNIOR; CASTRO, 2005; 2006; BONACH et al., 2007; FERREIRA JÚNIOR; CASTRO; CASTRO, 2007; PANTOJA-LIMA et al., 2009). A escolha do local de desova reflete na duração do período de incubação e no desenvolvimento embrionário, onde praias com granulometria arenosa apresentam em média períodos incubação mais curtos do que praias de granulometria mais fina, que apresentaram períodos de incubação mais longos (FERREIRA JÚNIOR; CASTRO, 2005; 2006; BONACH et al., 2007; FERREIRA JÚNIOR; CASTRO; CASTRO, 2007). Magalhães et al. (2017) analisaram morfológicamente o desenvolvimento embrionário de *P. expansa*, descrevendo e comparando cada etapa chave, e identificaram que suas estruturas são formadas mais rapidamente que em outras espécies de quelônios, além de apresentarem características únicas, relacionadas às morfologias craniofacial, sulco frontonasal, da carapaça e plastrão.

Temperatura, granulometria do substrato e nível do rio são fatores ambientais que influenciam na taxa de eclosão, além da própria estratégia reprodutiva de comportamento agregador da espécie, em que as fêmeas ao desovarem apresentam risco de desenterrar ninhos já postados, acarretando na sua destruição total ou parcial (MIORANDO; LACAVAL; FONSECA, 2019). Outro fator que afeta a taxa de sobrevivência é o parasitismo (BONACH et al., 2003). No rio Abufari, Pantoja-Lima et al. (2009) encontraram larvas de insetos da família *Sphingidae* e nematoides parasitando ninhos de *P. expansa*. Parasitismo e predação são efeitos que precisam ser melhor compreendidos, pois podem influenciar nas estratégias de conservação de *P. expansa* e de outras espécies do gênero *Podocnemis*. O sucesso de eclosão de *P. expansa* varia entre 100% e 0%, perdas estas ocasionadas pelas subidas repentinas do nível do rio, denominadas repiquetes, que inviabilizam os embriões em formação (ALHO; PÁDUA, 1982a; PÁDUA; ALHO, 1982; 1984; FERREIRA JÚNIOR; CASTRO, 2005).

Filhotes de *P. expansa* eclodidos de um mesmo ninho possuem múltipla paternidade (VALENZUELA, 2000; PEARSE et al., 2006a), com sexo dependente de

temperatura (VOGT, 1994), determinado pela temperatura média do segundo terço do período de incubação, no padrão conhecido como macho-fêmea, onde em baixas temperaturas ocorre a prevalência de machos e em altas temperaturas ocorre a prevalência de fêmeas (ALHO, 1985; DANNI; ALHO, 1985; LANCE; VALENZUELA; VON HILDEBRAND, 1992). A determinação sexual ocorre devido à influência de fatores ambientais capazes de alterar a temperatura de incubação (ALHO; DANNI; PÁDUA, 1984; DANNI; ALHO, 1985; LANCE; VALENZUELA; VON HILDEBRAND, 1992; VALENZUELA; BOTERO; MARTINEZ, 1997; VALENZUELA, 2001a; 2001b), podendo ser influenciada por técnicas de manejo adotadas, tais como transferência de ninhos e alteamento de praias utilizadas para desova, e refletir na razão sexual da população adulta em médio prazo. Considerando que a determinação da temperatura pivotal é uma ferramenta com potencial uso para a conservação da espécie (VOGT, 1994), estudos aplicados em toda distribuição geográfica da espécie são fundamentais para subsidiar o monitoramento reprodutivo de programas de conservação ao longo dos anos. Os filhotes de *P. expansa* não apresentam dimorfismo sexual em suas características fenotípicas, sendo necessário o uso de técnicas consideradas invasivas para identificação do sexo, tais como a identificação histológica do ovário e testículo (DANNI; ALHO, 1985; MALVÁSIO et al., 2002; 2012), determinação do nível sérico de testosterona, após injeção de hormônio folículo-estimulante – FSH (VALENZUELA; BOTERO; MARTINEZ, 1997), anatomia das gônadas (MALVÁSIO et al., 2002) e laparoscopia (VOGT, 1994).

Os quelônios são répteis que possuem uma longa e bem-sucedida história evolutiva, apresentando como principais características fisiológicas vida longa, maturação sexual tardia e alta produtividade de ovos (ERNST; BARBOUR, 1989; MOGOLLONES et al., 2010). Os padrões de sobrevivência deste grupo são altamente diferenciados ao longo do seu desenvolvimento ontogenético, envolvendo elevadas taxas de mortalidade nas fases iniciais, que diminuem sensivelmente na fase adulta (ERNST; BARBOUR, 1989; MOLL; MOLL, 2004; MOGOLLONES et al., 2010). Jaffé, Peñaloza e Barreto (2008) demonstraram que a taxa de crescimento corporal de filhotes varia de 0,03 a 0,2 mm/dia durante os primeiros quatro meses de vida, e se estabiliza com uma taxa de crescimento de 0,15 mm/dia até cerca de um ano de idade. Chinsamy e Valenzuela (2008) sugerem, por meio da análise dos anéis de crescimento de carapaças, que fêmeas de *P. expansa* atingem a maturidade sexual entre cinco e seis anos de idade, ou 445 mm de comprimento da carapaça, e longevidade entre 50 e 60 anos, ou 810 mm de comprimento da carapaça. Estes autores também sugerem que quanto maior o indivíduo, menor é sua taxa de crescimento anual. De hábito basicamente herbívoro (FACHÍN-TERÁN; VOGT; GÓMEZ, 1995), *P. expansa* é um importante elo da cadeia alimentar.

Contudo, informações sobre a taxa de mortalidade ainda são incipientes, e não há dados disponíveis na literatura científica sobre a porcentagem de filhotes que são predados durante o percurso e depois de atingirem os ambientes aquáticos.

A estrutura populacional de *P. expansa* foi estimada por Mogollones et al. (2010) na Venezuela, e Portelina et al. (2014) no rio Araguaia, Brasil. Mogollones et al. (2010) encontraram, através da construção de matriz de crescimento populacional com base na taxa de crescimento instantâneo, uma população estabilizada quanto ao tamanho e estrutura. Portelina et al. (2014) identificaram uma razão sexual desviada para machos e uma abundância relativa variando de zero a 5,5 indivíduos/hora, com sua distribuição espacial variando ao longo do ano. Forero-Medina et al. (2021) analisaram o padrão espacial da abundância de *P. expansa* em relação a fatores antrópicos e naturais. Os resultados do estudo identificaram que o número de fêmeas adultas está aumentando de forma geral, com destaque para alguns sítios reprodutivos localizados nos rios Tapajós, Purus, Xingu e Foz do Amazonas, e diminuindo em outros, como nos rios Trombetas e Javaés. Os autores observaram que mesmo havendo crescimento populacional, o tamanho atual da população de *P. expansa* está bem abaixo do estimado a partir de níveis anteriores ao consumo humano historicamente registrado a partir do século XVII. Resultados semelhantes foram encontrados por Eisemberg et al. (2019), quando analisaram as tendências de crescimento populacional em 11 sítios reprodutivos manejados pelo Programa Quelônios da Amazônia no Brasil. Pearse et al. (2006b) analisaram sequências de DNA mitocondrial e observaram que a estrutura genética de *P. expansa* das principais bacias da Amazônia caracterizaram que são populações reprodutivas semi-isoladas e, portanto, devem ser manejadas de acordo.

P. expansa historicamente foi um dos mais valiosos recursos alimentares para os habitantes da região amazônica (SMITH, 1979; JOHNS, 1987; OJASTI, 1993). A exploração intensa ao longo dos últimos séculos acarretou na diminuição das populações de *P. expansa* e, em seguida, no aumento da procura e do consumo das espécies menores, como o *P. unifilis*, pitiú ou iacá (*Podocnemis sextuberculata*) e *P. dumerilianus*, nos últimos 40 anos, sendo este um indicativo da sua sobre-exploração. A fim de regular a caça de animais silvestres, a primeira estratégia adotada no Brasil foi a de comando e controle. A proteção da fauna silvestre no Brasil foi instaurada através da Lei Federal 5.197/1967, conhecida como Código de Fauna, que estabeleceu restrições quanto à utilização, perseguição, destruição, caça ou apanha (BRASIL, 1967). Atualmente, os instrumentos legais utilizados para gestão da fauna silvestre são regidos pela Lei Federal nº 9.605/1998, que criminaliza o ato de matar, perseguir, caçar, apanhar,

utilizar espécimes da fauna silvestre, nativos ou em rota migratória, sem permissão, licença ou autorização ou em desacordo com a obtida (BRASIL, 1998).

Apesar disso, os quelônios amazônicos continuaram sendo sistematicamente capturados, consumidos e comercializados e, devido à sobre-exploração ocorrida no século passado, as populações de *P. expansa* diminuíram gradativamente em boa parte da sua distribuição. Assim, a captura ilegal para fins comerciais, que ocorre durante todo o ano e se intensifica nos períodos de reprodução, se configurou na principal ameaça para as populações de *P. expansa* (ALHO, 1985; JOHNS, 1987; OJASTI, 1993; REBÊLO et al., 2005; CONWAY-GÓMEZ, 2007; KEMENES; PEZZUTI, 2007; PANTOJA-LIMA et al., 2014). Esse modelo predatório promoveu a extinção local das espécies do gênero *Podocnemis* mais vulneráveis em áreas de maior pressão de captura, levando-as a serem consideradas em perigo de extinção há cerca de duas décadas atrás, com consequente classificação na lista de espécies de vertebrados ameaçados de extinção publicada em 1994 pela União Internacional para Conservação da Natureza – IUCN (GROOMBRIDGE, 1993). Em paralelo, *P. expansa* passou a constar no Anexo II da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Fauna e da Flora Selvagem Ameaçadas de Extinção – CITES em 1995 (CITES, 2011).

Os declínios populacionais de quelônios do gênero *Podocnemis* registrados em diversas localidades levaram os governos de diferentes países a implementarem programas de conservação. No Brasil, o Projeto Quelônios da Amazônia – PQA foi criado em 1978 pelo extinto Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal – IBDF, e atualmente é executado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Ibama e pelo Instituto Chico Mendes de Biodiversidade - ICMBio, autarquias federais vinculadas ao Ministério do Meio Ambiente (IBAMA, 1989). Em 2011, o PQA ganhou status de programa, firmando compromissos institucionais relacionados a metas conservacionistas e de inclusão social de médio e longo prazos, com o intuito de perpetuar as ações que objetivem a recuperação das populações de quelônios nas áreas de sua distribuição natural e o desenvolvimento de pesquisas científicas relativas ao manejo e voltadas à conservação e uso sustentável (BRASIL, 2011). Esse esforço, realizado anualmente através do monitoramento reprodutivo e proteção dos sítios de desova, se mostrou importante para recuperar e manter as populações de quelônios nas áreas de ocorrência natural (MITTERMEIER, 1978; IBAMA, 1989; CANTARELLI et al., 2014; EISEMBERG et al. 2019; FORERO-MEDINA et al., 2021). Atualmente, *P. expansa* é considerada uma espécie em baixo risco/dependente de conservação na lista de espécies ameaçadas de extinção da IUCN, ao contrário das demais espécies do gênero que ocorrem na bacia amazônica, que permanecem vulneráveis ou em perigo de extinção (IUCN, 2019). Porém,

embora os resultados em termos de recuperação populacional sejam impressionantes, os benefícios sociais ainda são tímidos devido à ausência de fatores socioeconômicos tangíveis (CAMPOS-SILVA et al., 2017). Outra estratégia adotada pelo Brasil para proteção de *P. expansa* foi a criação de Unidades de Conservação federais da categoria de proteção integral. Foram criadas as Reservas Biológicas do Trombetas, no estado do Pará, do Abufari, no estado do Amazonas, e do Guaporé, estado de Rondônia. Destas, somente a Reserva Biológica de Abufari apresentou uma população de *P. expansa* estável, tendendo ao crescimento, enquanto nas demais Unidades de Conservação, suas respectivas populações apresentaram declínio (FORERO-MEDINA et al. 2021). No caso do Guaporé, ao contrário de Forero-Medina et al. (2021), Eisemberg et al. (2019) apontaram tendências de crescimento para sua população, porém neste sítio reprodutivo em específico outros fatores devem ser considerados, já que parte significativa da sua área pertence à Bolívia.

Além de medidas de comando e controle, a alternativa adotada pelo Brasil para diminuir a pressão de captura de quelônios foi a implementação do manejo *ex situ* de escala comercial. A criação comercial de quelônios foi incentivada pelo governo brasileiro a partir dos anos setenta, cujo principal avanço ocorreu com a promulgação de legislação específica para criação e comercialização de *P. expansa* e *P. unifilis* (LUZ et al., 2003a). A partir da implementação de criadouros comerciais, vários estudos zootécnicos foram desenvolvidos, com destaque para rendimento e composição química da carcaça (LUZ et al., 2003a), morfometria e trato digestivo (LUZ et al., 2003b), comportamento e preferência alimentar (MALVÁSIO et al., 2003), crescimento ponderal de filhotes (SÁ et al., 2004), enfermidades adquiridas em cativeiro (BOEDE; HERNÁNDEZ, 2004), variação bioquímica do sangue (OLIVEIRA JÚNIOR; TAVARES-DIAS; MARCON, 2009), aproveitamento de alimentos de origem animal (ALMEIDA; ABE, 2009), efeito de anestésico (BOSSO et al., 2009), procedimentos de coleta de conteúdo estomacal (ALVES JÚNIOR et al., 2011), aspectos morfológicos do fígado (MOURA et al., 2012), obstrução gastrointestinal por corpos estranhos (LESCANO; CHIPAYOG; QUEVEDO, 2015), mensuração de proteína sérica (PESSOA et al., 2017) e parasitologia (AGUIAR; ADRIANO; MATHEWS, 2017).

O manejo de vida livre é outra alternativa considerada viável para conservação da biodiversidade sob vários aspectos. Os variados graus de sucesso de experiências de manejo sustentável de base comunitária e recuperação populacional de quelônios aquáticos foram registrados na Amazônia em vários estudos (FACHÍN-TERÁN; VOGT; THORBJARNARSON, 2004; PEZZUTI et al., 2010; MIORANDO et al., 2013; PEZZUTI et al., 2018). Enquanto em localidades que em tese as populações de quelônios estariam melhor

protegidas, como nas unidades de conservação, ocorreu o declínio populacional de *P. expansa* (EISEMBERG et al., 2019; FORERO-MEDINA et al. 2021), na Ilha de São Miguel e no lago da Água Preta, comunidades localizadas na várzea do rio Amazonas, o manejo comunitário obteve êxito em preservar uma população reprodutiva de importância expressiva (PEZZUTI et al., 2010; MIORANDO et al., 2013; PEZZUTI et al., 2018). As experiências de gestão de recursos naturais de base comunitária desencadeiam o desenvolvimento do conhecimento, mudanças de valores e aprendizado social, que podem ser disseminadas para outras iniciativas (PEZZUTI et al., 2018). Além disso, o manejo comunitário proporciona bem-estar socioeconômico sem precedentes para as comunidades envolvidas, melhorando sua renda direta, padrão de vida e organização social (MIORANDO et al., 2013; CAMPOS-SILVA; PERES, 2016; PEZZUTI et al., 2018).

A mais recente iniciativa de conservação e recuperação de espécies de quelônios amazônicos no Brasil ocorreu em 2015, com o lançamento do Plano de Ação Nacional para conservação dos quelônios amazônicos. O Plano é coordenado pelo Ibama e ICMBio, com último ciclo ocorrendo em 2022, com grande parte das suas ações voltadas para o uso sustentável das espécies alvo de conservação (IBAMA; ICMBIO, 2017). A inovação desta estratégia, além do reconhecimento da necessidade de promover o uso sustentável dos quelônios pelas populações tradicionais, se deu no caráter participativo de sua construção, que contou com a participação de 29 instituições públicas federais, estaduais e municipais, incluindo universidades e centros de pesquisa, além de organizações não governamentais (IBAMA; ICMBIO, 2017). Os objetivos específicos do Plano se concentram na adequação dos marcos legais relacionados à criação, comercialização e manejo de base comunitária de quelônios amazônicos, controle da exploração das populações de quelônios amazônicos, padronização dos métodos de manejo *in situ*, revisão e aprimoramento dos métodos de manejo *ex situ*, redução da poluição sonora, abalroamentos e desmoronamento das margens de rios de ocorrência de quelônios amazônicos e conservação e recuperação dos habitats reprodutivos e alimentares, necessários para o ciclo de vida das espécies alvo de conservação (IBAMA; ICMBIO, 2017).

Ademais, para fins de conservação da biodiversidade, os impactos ambientais decorrentes de alteração do habitat e de mudanças climáticas devem ser considerados mais relevantes que os impactos decorrentes da captura ilegal, pelo simples fato de dificilmente serem reversíveis. Dessa forma, os padrões de movimentação e de uso de habitats e estimativas populacionais são componentes fundamentais para avaliar as tendências populacionais, considerando a alteração das relações ecossistêmicas da comunidade de vertebrados aquáticos

decorrentes de impactos ambientais a serem causados pela construção e funcionamento de hidrelétricas (SMITH, 1979; ALHO, 1985; JOHNS, 1987; MOLL; MOLL, 2004). Uma mudança nos ciclos sazonais de inundação na Amazônia pode afetar negativamente o sucesso reprodutivo de *P. expansa*. Eiseberg et al. (2016) mapearam a distribuição espacial dos ninhos e relacionaram com dados históricos do nível do rio e a produção anual de filhotes. Os resultados indicaram que um aumento de 1,5 metros no nível do rio é suficiente para diminuir o tempo de exposição a menos do que o mínimo necessário para incubação em 50% dos sítios reprodutivos, explicando assim a baixa produção de filhotes quando o tempo de exposição total do sítio reprodutivo foi inferior a 200 dias. Fatores antrópicos que impactam negativamente as populações de quelônios e agem sinergicamente, acarretando na sua diminuição, devem ser considerados, tais como poluição de ecossistemas aquáticos, construção de represas para instalação de usinas hidrelétricas, destruição de habitats utilizados para reprodução e alimentação e mudanças climáticas (SMITH, 1979; ALHO, 1985; MOLL; MOLL, 2004; EISEMBERG et al., 2016).

O objetivo desta Tese foi desenvolver estudos ecológicos relacionados ao sucesso reprodutivo, dinâmica populacional, captura, consumo e comércio de *P. expansa* no Médio Tapajós. Os objetivos específicos foram: 1. realizar o monitoramento reprodutivo de *P. expansa* nos anos 2018 e 2019, aproveitando os dados históricos do PQA coletados entre 2013 e 2015; 2. realizar o monitoramento populacional de *P. expansa* nos anos 2018 e 2019; e 3. investigar os padrões de captura, consumo e comércio de quelônios do gênero *Podocnemis* e seus ovos entre abril de 2019 e fevereiro de 2020. Com base nos dados coletados, discutimos os resultados encontrados à luz das teorias ecológicas relacionadas à alometria reprodutiva, dinâmica populacional, captura e consumo de espécies silvestres. Com isso, pretendemos aumentar o conhecimento científico relacionado à ecologia e conservação de *P. expansa*, colaborar com as tomadas de decisão de manejo do PQA e avançar no processo de implementação de manejo sustentável de quelônios em escala comunitária na região do Médio Tapajós.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, J. C.; ADRIANO, E. A.; MATHEWS, P. D. Morphology and molecular phylogeny of a new *Myxidium* species (Cnidaria: Myxosporae) infecting the farmed turtle *Podocnemis expansa* (Testudines: Podocnemididae) in the Brazilian Amazon. **Parasitology international**, v. 66, n. 1, p. 825-830, 2017.
- ALHO, C. J.; CARVALHO, A. G.; PÁDUA, L. F. M. Ecologia da tartaruga da Amazônia e avaliação de seu manejo na Reserva Biológica do Trombetas. **Brasil Florestal**, v. 38, p. 29-47, 1979.

ALHO, C. J. R.; PÁDUA, L. F. M. Reproductive parameters and nesting behavior of the Amazon turtle *Podocnemis expansa* (Testudinata: Pelomedusidae) in Brazil. **Canadian Journal of Zoology**, v. 60, n. 1, p. 97-103. 1982a.

ALHO, C. J. R.; PÁDUA, L. F. M. Sincronia entre o regime de vazante do rio e o comportamento de nidificação de tartaruga de Amazônia *Podocnemis expansa* (Testudinata: Pelomedusidae). **Acta Amazônica**, v. 12, p. 323-326. 1982b.

ALHO, C. J. R.; DANNI, T. M. S.; PÁDUA, L. F. M. Influência da temperatura da incubação na determinação do sexo da tartaruga da Amazônia *Podocnemis expansa* (Testudinata: Pelomedusidae). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 44, n. 3, p. 305-311. 1984.

ALHO, C. J. R. Conservation and management strategies for commonly exploited Amazonian turtles. **Biological Conservation**, v. 32, n. 4, p. 291-298. 1985.

ALMEIDA, C. G.; ABE, A. S. Aproveitamento de alimentos de origem animal pela tartaruga-da-amazônia - *Podocnemis expansa* criada em cativeiro. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 1, p. 215-220. 2009.

ALVES JÚNIOR, J. R.; SOUSA, E.; LUSTOSA, A. P.; MAGAJEVSKI, F. S.; GIRIO, R. J.; WERTHER, K. Procedure for Collecting Gastric Contents in Giant Amazon Turtles *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) (Testudines, Podocnemididae). **Brazilian Journal of Veterinary Pathology**, v. 4, n. 2, p. 77-78. 2011.

BOEDE, E. O.; HERNÁNDEZ, O. Enfermedades en tortugas arrau o del Orinoco, *Podocnemis expansa*, mantenidas en zoológicos venezolanos. **Revista Científica**, v. 14, n. 5, p. 395-403. 2004.

BONACH, K.; MIRANDA-VILELA, M. P.; ALVES, M. C.; VERDADE, L. M. Effect of translocation on egg viability of the giant Amazon river turtle, *Podocnemis expansa*. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 4, n. 3, p. 712-715. 2003.

BONACH, K.; PIÑA, C. I.; VERDADE, L. M. Allometry of reproduction of *Podocnemis expansa* in Southern Amazon basin. **Amphibia-Reptilia**, v. 27, n. 1, p. 55-61. 2006.

BONACH, K.; LEWINGER, J. F.; SILVA, A. P.; VERDADE, L. M. Physical Characteristics of Giant Amazon Turtle (*Podocnemis expansa*) Nests. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 6, n. 2, p. 252-255. 2007.

BOSSO, A. C. S.; SANTOS, A. L. Q.; BRITO, F. M. M.; JÚNIOR, A.; FERREIRA, J. R.; GUIMARÃES, E. C. The use of rocuronium in giant Amazon turtle *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) (Testudines, Podocnemididae). **Acta cirurgica brasileira**, v. 24, p. 311-315. 2009.

BRASIL, Casa Civil. Lei Federal nº 5.197/1967. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, seção 1, 03 de janeiro de 1967, p. 177.

BRASIL, Casa Civil. Lei Federal nº 9.605/1998. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, seção 1, de 03 de fevereiro de 1988, p. 1.

BRASIL, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - Ibama. Portaria nº 259/2011. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, seção 2, de 21 de março de 2011, p. 37.

CAMPOS-SILVA, J. V.; PERES, C. A. Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. **Scientific reports**, v. 6, n. 1, p. 1-13, 2016.

CAMPOS-SILVA, J. V.; PERES, C. A.; ANTUNES, A. P.; VALSECCHI, J.; PEZZUTI, J. C. B. Community-based population recovery of overexploited Amazonian wildlife. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 15, n. 4, p. 266-270. 2017.

CANTARELLI, V. H.; MALVÁSIO, A.; VERDADE, L. M. Brazil's *Podocnemis expansa* Conservation Program: Restrospective and Future Directions. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 13, n. 1, p. 124-128. 2014.

CHINSAMY, A.; VALENZUELA, N. Skeletochronology of the endangered side-neck turtle, *Podocnemis expansa*. **South African Journal of Science**, v. 104, n. 7, p. 311-314. 2008.

CONVENTION INTERNATIONAL TRADE IN ENDANGERED SPECIES OF WILD FAUNA AND FLORA – CITES. **Appendices I, II e III, valid from 27 April 2011**. Disponível em: <http://www.cites.org/eng/app/E-Apr27.pdf>. Acesso em: 08 de setembro de 2019.

CONWAY-GÓMEZ, K. M. Effects of Human Settlements on Abundance of *Podocnemis unifilis* and *P. expansa* Turtles in Northeastern Bolivia. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 6, n. 2, p. 199-205. 2007.

COSTA, H. C.; GUEDES, T. B.; BÉRNILS, R. S. Lista de Répteis do Brasil: padrões e tendências. **Herpetologia brasileira**, v. 10, n. 3, p. 110-279. 2021.

CUNHA, F. A.; SAMPAIO, I.; CARNEIRO, J.; VOGT, R. C. A New Species of Amazon Freshwater Toad-Headed Turtle in the Genus *Mesoclemmys* (Testudines: Pleurodira: Chelidae) from Brazil. **Chelonian Conservation and Biology: Celebrating 25 Years as the World's Turtle and Tortoise Journal**, v. 20, n. 2, p. 151-166. 2021.

DANNI, T. M. S.; ALHO, C. J. R. Estudo histológico da diferenciação sexual em tartarugas recém eclodidas (*Podocnemis expansa*, Pelomedusidae). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 45, n. 3, p. 365-368. 1985.

EISEMBERG, C. C.; BALESTRA, R. A. M.; FAMELLI, S.; PEREIRA, F. F.; BERNARDES, V. C. D.; VOGT, R. C. Vulnerability of Giant South American Turtle (*Podocnemis expansa*) nesting habitat to climate-change-induced alterations to fluvial cycles. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 4, p. 1940082916667139. 2016.

EISEMBERG, C. C.; VOGT, R. C.; BALESTRA, R. A. M.; REYNOLDS, S. J.; CHRISTIAN, K. A. Don't put all your eggs in one basket—Lessons learned from the largest-scale and longest-term wildlife conservation program in the Amazon Basin. **Biological Conservation**, v. 238, p. 108182. 2019.

ERNST, C. H.; BARBOUR, R. W. **Turtles of the World**. Smithsonian Institution Press, Washington, EUA, 313p. 1989.

FACHÍN-TERÁN, A.; VOGT, R. C.; GÓMEZ, M. F. S. Food habits of an assemblage of five species of turtles in the Rio Guaporé, Rondônia, Brazil. **Journal of Herpetology**, v. 29, n. 4, p. 536-547. 1995.

FACHÍN-TERÁN, A.; VOGT, R. C.; THORBJARNARSON, J. B. Patterns of Use and Hunting of Turtles in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Amazonas, Brazil. *In*: SILVIUS, K. M.; BODMER, R. E.; FRAGOSO, J. M. V. (Orgs.). **People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America**. Ed. Columbia University, Nova York, EUA, p. 362-377. 2004.

FERRARA, C. R.; SCHNEIDER, L.; VOGT, R. C. Natural history notes: *Podocnemis expansa* (pre-nesting basking behavior). **Herpetological Review**, v. 41, n. 1, p. 72. 2010.

FERRARA, C. R.; VOGT, R. C.; SOUSA-LIMA, R. S.; TARDIO, B. M. R.; BERNARDES, V. C. D. Sound Communication and Social Behavior in an Amazonian River Turtle (*Podocnemis expansa*). **Herpetologica**, v. 70, n. 2, p.149-156. 2014.

FERRARA, C. R.; FAGUNDES, K. F.; OCARTTY, T. Q.; VOGT, R. C. **Quelônios Amazônicos: Guia de identificação e distribuição**. Ed. Wildlife Conservation Society, Manaus, Brasil, pp. 122. 2017.

FERREIRA JÚNIOR, P. D.; CASTRO, P. D. T. A. Geological control of *Podocnemis expansa* and *Podocnemis unifilis* nesting areas in Rio Javaés, Bananal Island, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 33, p. 445-468. 2003.

FERREIRA JÚNIOR, P. D.; CASTRO, P. D. T. A. Nest placement of the giant Amazon river turtle, *Podocnemis expansa*, in the Araguaia River, Goiás State, Brazil. **Ambio**, p. 212-217. 2005.

FERREIRA JÚNIOR, P. D.; CASTRO, A. Z.; CASTRO, P. T. A. The importance of nidification environment in the *Podocnemis expansa* and *Podocnemis unifilis* phenotypes (Testudines: Podocnemididae). **South American Journal of Herpetology**, v. 2, n. 1, p. 39-46. 2007.

FORERO-MEDINA, G.; FERRARA, C. R.; VOGT, R. C.; FAGUNDES, C. K.; BALESTRA, R. A. M.; ANDRADE, P. C.; ... HORNE, B. D. On the future of the giant South American river turtle *Podocnemis expansa*. **Oryx**, v. 55, n. 1, p. 73-80. 2021.

GROOMBRIDGE, B. **1994 IUCN red list of threatened animals**. World Conservation Union, Gland, 286 p. 1993.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Projeto Quelônios da Amazônia – 10 anos**. Ed. Ibama, Brasília, Brasil, 119 p. 1989.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA; INSTITUTO CHICO MENDES DE BIODIVERSIDADE –

ICMBIO. **Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para Conservação de Quelônios Amazônicos**. Brasília, DF, 8 p. 2017. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/fauna-silvestre/programa-quelonios-da-amazonia>. Acesso em: 08 de setembro de 2019.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. **Red List of Threatened Species. Versão 2019.2**. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 10 de janeiro de 2022.

IVERSON, J. B. **A Checklist with Distribution Maps of the Turtles of the World**. Privately printed, Richmond, Indiana, EUA, pp. 363. 1986.

JAFFÉ, R.; PEÑALOZA, C.; BARRETO, G. R. Monitoring an endangered freshwater turtle management program: Effects of nest relocation on growth and locomotive performance of the Giant South American Turtle (*Podocnemis expansa*, Podocnemididae). **Chelonian Conservation and Biology**, v. 7, n. 2, p. 213–222. 2008.

JOHNS, A. D. Continuing problems for Amazon river turtles. **Oryx**, v. 21, n. 1, p. 25-28. 1987.

KEMENES, A.; PEZZUTI, J. C. B. Estimate of Trade Traffic of *Podocnemis* (*Testudines*, *Podocnemididae*) from the Middle Purus River, Amazonas, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 6, n. 2, p. 259-262. 2007.

KLEMENS, M. W.; THORBJARNARSON, J. B. Reptiles as a food resource. **Biodiversity and Conservation**, v. 4, n. 3, p. 281-298. 1995.

LANCE, V. A.; VALENZUELA, N.; VON HILDEBRAND, P. A hormonal method to determine sex of hatchling giant river turtles, *Podocnemis expansa*: application to endangered species. **Journal of Experimental Zoology**, v. 270, p. 16A. 1992.

LESCANO, J.; CHIPAYOG, Y.; QUEVEDO, M. Obstruccion gastrointestinal por cuerpos extraños en una tortuga charapa (*Podocnemis expansa*) mantenida en cautiverio. **Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú**, v. 26, n. 2, p. 357-364. 2015.

LUZ, V. L. F.; STRINGHINI, J. H.; BATAUS, Y. S. D. L.; FERNANDES, E.; PAULA, W. A. D.; NOVAIS, M. N.; REIS, I. J. D. Rendimento e Composição Química de Carcaça da Tartaruga-da-Amazônia (*Podocnemis expansa*) em Sistema Comercial. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 32, p. 1-9. 2003a.

LUZ, V. L. F.; STRINGHINI, J. H.; BATAUS, Y. S. D. L.; FERNANDES, E.; PAULA, W. A. D.; NOVAIS, M. N.; REIS, I. J. D. Morfometria do Trato Digestório da Tartaruga-da-Amazônia (*Podocnemis expansa*) Criada em Sistema Comercial. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 32, p. 10-18. 2003b.

MAGALHÃES, M. S.; VOGT, R. C.; SEBBEN, A.; DIAS, L. C.; OLIVEIRA, M. F.; MOURA, C. E. B. Embryonic development of the Giant South American River Turtle, *Podocnemis expansa* (Testudines: Podocnemididae). **Zoomorphology**, v. 136, n. 4, p. 523-537. 2017.

MALVÁSIO, A.; SOUZA, A. M. D.; REIS, E. S.; FARIAS, E. C. Morfologia dos órgãos reprodutores de recém-eclodidos de *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) e *P. unifilis*

(Troschel, 1848) (Testudines, Pelomedusidae). **Publicações Avulsas do Instituto Pau Brasil de História Natural**, v. 5, n. 1, p. 27-37. 2002.

MALVÁSIO, A.; SOUZA, A. M.; MOLINA, F. B.; SAMPAIO, F. A. Comportamento e preferência alimentar de *Podocnemis expansa* (Schweigger), *P. unifilis* (Troschel) e *P. sextuberculata* (Cornalia) em cativeiro (Testudines, Pelomedusidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, p. 161-168. 2003.

MALVÁSIO, A.; ROCHA, J. M. N.; SANTOS, H. D.; ATAÍDES, A. G.; PORTELINHA, T. C. G. Morfometria e histologia das gônadas de machos e fêmeas recém-eclodidos de *Podocnemis expansa* e *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 34, n. 1, p. 105-112. 2012.

MIORANDO, P. S.; REBÊLO, G. H.; PIGNATI, M. T.; PEZZUTI, J. C. B. Effects of community-based management on Amazon river turtles: a case study of *Podocnemis sextuberculata* in the lower Amazon floodplain, Pará, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 12, n. 1, p. 143-150, 2013.

MIORANDO, P. S.; LACAVA, R. V. L.; FONSECA, R. A. First Report of Female Giant South American River Turtles (*Podocnemis expansa*) Being Buried Alive During Nesting. **Chelonian Conservation and Biology**, 18: p. 82–85. 2019.

MITTERMEIER, R. A. South America's river turtles: saving them by use. **Oryx**, v. 14, n. 3, p. 222-230. 1978.

MOGOLLONES, S. C.; RODRÍGUEZ, D. J.; HERNÁNDEZ, O.; BARRETO, G. R. A. Demographic Study of the Arrau Turtle (*Podocnemis expansa*) in the Middle Orinoco River, Venezuela. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 9, n. 1, p.79-89. 2010.

MOLL, E. O.; MOLL, D. Conservation of River Turtles. In: KLEMENS, M. W. (Org.) **Turtle Conservation**. Smithsonian Institution Press, Washington, EUA, p.126–155. 2000.

MOLL, D.; MOLL, E. O. **The ecology, exploitation and conservation of river turtles**. Ed. Oxford University, New York, EUA, pp. 420. 2004.

MOURA, L. R.; SANTOS, A.; BELETTI, M. E.; VIEIRA, L. G.; ORPINELLI, S. R.; ALVES JÚNIOR, J. R. Morphological aspects of the liver of the *Podocnemis expansa* (Testudines, Podocnemididae). **Journal of Morphological Sciences**, v. 29, n. 3, p. 59-166. 2012.

OJASTI, J. **Utilización de la Fauna Silvestre en América Latina**. Food and Agriculture Organization – FAO, v. 25, 248 p. 1993.

OLIVEIRA JÚNIOR, A. A.; TAVARES-DIAS, M.; MARCON, J. L. Biochemical and hematological reference ranges for Amazon freshwater turtle, *Podocnemis expansa* (Reptilia: Pelomedusidae), with morphologic assessment of blood cells. **Research in veterinary science**, v. 86, n. 1, p. 146-151. 2009.

PÁDUA, L. F. M.; ALHO C. J. R. Comportamento de nidificação da Tartaruga-da-Amazônia, *Podocnemis expansa* (Testudinata, Pelomedusidae), na Reserva Biológica do Rio Trombetas, Pará. **Brasil Florestal**, v. 12, p. 33-44. 1982.

PÁDUA, L. F. M.; ALHO C. J. R. Avaliação do Comportamento de Nidificação em *Podocnemis expansa* (Testudinata, Pelomedusidae) durante cinco anos em áreas de proteção. Reserva Biológica do Rio Trombetas, Pará. **Brasil Florestal**, v. 13, n. 59, p. 59-61. 1984.

PANTOJA-LIMA, J.; JUAREZ, C. B. P.; TEIXEIRA, A. S.; FÉLIX-SILVA, D.; REBÊLO, G. H.; MONJELÓ, L. A. S.; KEMENES, A. Selección de locales de nidificación y sobrevivencia de los nidos de las tortugas *Podocnemis* del bajo rio Purus, Amazonas, Brasil. **Revista Colombiana de Ciencia Animal**, v. 1, n. 1, p. 37-59. 2009.

PANTOJA-LIMA, J.; ARIDE, P. H.; OLIVEIRA, A. T.; FÉLIX-SILVA, D.; PEZZUTI, J. C. B.; REBÊLO, G. H. Chain of commercialization of *Podocnemis* spp. turtles (Testudines: Podocnemididae) in the Purus River, Amazon basin, Brazil: current status and perspectives. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 10, n. 1, p. 1-11. 2014.

PEARSE, D. E.; DASTRUP, R. B.; HERNÁNDEZ, O.; SITES JR, J. W. Paternity in an Orinoco population of endangered Arrau River turtles, *Podocnemis expansa* (Pleurodira; Podocnemididae), from Venezuela. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 5, n. 2, p. 232-238. 2006a.

PEARSE, D. E.; ARNDT, A. D.; VALENZUELA, N.; MILLER, B.A.; CANTARELLI, V.; SITES JR, J. W. Estimating population structure under nonequilibrium conditions in a conservation context: continent-wide population genetics of the giant Amazon river turtle, *Podocnemis expansa* (Chelonia; Podocnemididae). **Molecular Ecology**, v. 15, n. 4, p. 985-1006. 2006b.

PESSOA, L. M. B.; LIMA, M. G. D. M.; CARNEIRO, F. T.; ZANANI, N. S.; SCALON, M. C.; SILVA, T. F.; LIMA, M. A.; ABRAHIM, M. A.; PALUDO, G. R. Refractometry as an alternative to the biuret method for measuring total serum proteins in *Podocnemis expansa* (Podocnemididae) and *Phrynops geoffroanus* (Chelidae). **Acta Amazonica**, v. 47, p. 83-86. 2017.

PEZZUTI, J. C. B.; BARBOZA, R. S. L.; NUNES, I.; MIORANDO, P. S.; FERNANDES, L. Etnoecologia e conservação de quelônios amazônicos: um estudo de caso. In: ALVES, R. R. N. SOUTO, W. M. S.; MOURÃO, J. S. (Orgs.) **A Etnozoologia no Brasil: Importância, Status atual, e perspectivas futuras**. NUPPEA, Recife, Brasil, p. 449-469. 2010.

PEZZUTI, J. C. B.; CASTRO, F.; MCGRATH, D. G.; MIORANDO, P. S.; BARBOZA, R. S. L.; ROMAGNOLI, F. C. Commoning in dynamic environments: community-based management of turtle nesting sites on the lower Amazon floodplain. **Ecology and Society**, v. 23, n. 3, p. 36. 2018.

PORTELINHA, T. C.; MALVÁSIO, A.; PIÑA, C. I.; BERTOLUCI, J. Reproductive Allometry of *Podocnemis expansa* (Testudines: Podocnemididae) in Southern Brazilian Amazon. **Journal of Herpetology**, v. 47, n. 2, p. 232-236. 2013.

PORTELINHA, T.C.; MALVÁSIO, A.; PIÑA, C. I.; BERTOLUCI, J. Population Structure of *Podocnemis expansa* (Testudines: Podocnemididae) in Southern Brazilian Amazon. **Copeia**, v. 2014, n. 4, p.707-715. 2014.

REBÊLO, G. H.; PEZZUTI, J. C. B.; LUGLI, L.; MOREIRA, G. Pesca Artesanal de Quelônios no Parque Nacional do Jaú (AM). **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 1, n. 1, p. 109-125. 2005.

RHODIN, A. G. J.; VAN DIJK, P. P.; IVERSON, J. B.; SHAFFER, H. B. Turtles of the world, 2010 update: annotated checklist of taxonomy, synonymy, distribution, and conservation status. **Chelonian Research Monographs**, v. 5, n. 3, p. 85-164. 2010.

SÁ, V. A.; QUINTANILHA, L. C.; FRENEAU, G. E.; LUZ, V. L. F.; BORJA, A. L. R.; SILVA, P. C. Crescimento Ponderal de Filhotes de Tartaruga Gigante da Amazônia (*Podocnemis expansa*) Submetidos a Tratamento com Rações Isocalóricas contendo Diferentes Níveis de Proteína Bruta. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 33, p. 2351-2358. 2004.

SEIGEL, R. A.; DODD JR, C. K. Manipulating turtle populations: Half-way technologies or viable options? *In*: KLEMENS, M. (Org.) **Turtle Conservation Biology**, New York Zoological Society press, New York, EUA, p. 218–238. 2000.

SMITH, C. C.; FRETWELL, S. D. The optimal balance between size and number of offspring. **The American Naturalist**, v. 108, n. 962, p. 499-506. 1974.

SMITH, N. J. H. Aquatic turtles of Amazonia: An endangered resource. **Biological Conservation**, v. 16, n. 3, p. 165-176. 1979.

THORBJARNARSON, J. B.; PEREZ, N.; ESCALONA, T. Nesting of *Podocnemis unifilis* in the Capanaparo River, Venezuela. **Journal of Herpetology**, v. 27, n. 3, p. 344-347. 1993.

TURTLE TAXONOMY WORKING GROUP – TTWG: RHODIN, A. G. J.; IVERSON, V. B.; BOUR, R.; FRITZ, U.; GEORGES, A.; SHAFFER, H. B.; VAN DIJK, P. P. Turtles of the World: Annotated Checklist and Atlas of Taxonomy, Synonymy, Distribution, and Conservation Status (9ª edição). *In*: RHODIN, A. G. J.; IVERSON, V. B.; VAN DIJK, P. P.; STANFORD, C. B.; GOODE, E.V.; BUHLMANN, K. A.; MITTERMEIER, R. A. (Orgs.). **Conservation Biology of Freshwater Turtle and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group**. **Chelonian Research Monographs**, v. 8, p. 1-472. 2021.

VALENZUELA, N.; BOTERO, R.; MARTINEZ, E. Field study of sex determination in *Podocnemis expansa* from Colombian Amazonia. **Herpetologica**, v. 53, n. 3, p. 390-398. 1997.

VALENZUELA, N. Multiple paternity in side-neck turtles *Podocnemis expansa*: evidence from microsatellite DNA data. **Molecular Ecology**, v. 9, n. 1, p. 99-105. 2000.

VALENZUELA, N. Maternal effects on life-history traits in the Amazonian giant river turtle *Podocnemis expansa*. **Journal of Herpetology**, v. 35, n. 3, p. 368-378. 2001a.

VALENZUELA, N. Constant, shift, and natural temperature effects on sex determination in *Podocnemis expansa* turtles. **Ecology**, v. 82, n. 11, p. 3010-3024. 2001b.

VOGT, R. C. Temperature controlled sex determination as a tool for turtle conservation. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 1, p. 159-162. 1994.

CAPÍTULO 1. MANEJO E CONSERVAÇÃO DE QUELÔNIOS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA²

1.1 INTRODUÇÃO

A Constituição Federal do Brasil, promulgada em 1988, estabeleceu diversos direitos sociais, com base na Declaração Universal dos Direitos Humanos, relacionados ao cidadão, ao meio ambiente e à tradição cultural. Nesse sentido, os direitos sociais e dos cidadãos ganham destaque logo no Artigo 1º da Constituição Federal, estabelecendo como objetivos fundamentais para promoção da dignidade da pessoa humana, dentre outros, a erradicação da pobreza e da marginalização, bem como a redução das desigualdades sociais e regionais (BRASIL, 1988). Segundo Marshall (1967), a cidadania é o exercício e gozo de liberdades individuais, dos direitos políticos e sociais, dentro de uma comunidade estabelecida politicamente, sendo garantidos pelo Estado social de direito. Historicamente, o Estado de bem-estar foi o elemento que melhor contribuiu para reconhecer a cidadania social dos membros que a compõem, pela compreensão e sensação de que uma sociedade se preocupa ativamente com a sobrevivência digna do cidadão (CORTINA, 2005), independente de sua condição social, crença e cultura. Portanto, é essencial considerar que tais fundamentos básicos necessariamente amparam o uso de recursos naturais, incluindo quelônios, a qualquer cidadão brasileiro pobre, que reside nas áreas rurais e remotas do Brasil, como é o caso das populações tradicionais. As populações tradicionais da Amazônia, tanto indígenas originais como as demais populações rurais estabelecidas após a colonização europeia, historicamente utilizam espécies da fauna silvestre para consumo e comércio (REDFORD; ROBINSON, 1987; OJASTI, 1995).

Dentre as espécies cinegéticas utilizadas para consumo, os quelônios amazônicos do gênero *Podocnemis* se destacam por serem considerados importante fonte de proteína e energia para as populações estabelecidas nas bacias amazônica e do Orinoco (SMITH, 1974; 1979; VON HILDEBRAND; BERMÚDEZ; PEÑUELA, 1997; CONWAY, 2004), além da sua importância na cultura alimentar regional (MURRIETA, 1998). Secundariamente, o uso do óleo extraído dos ovos foi utilizado como fonte de combustível para iluminação pública dos núcleos urbanos existentes na época do colonialismo. O histórico de exploração foi amplamente documentado por naturalistas e exploradores à época, tais como Von Humboldt em 1852, Keller

² Texto originalmente publicado como artigo completo: FONSECA, R. A.; MELO, S.; MIORANDO, P. S.; PEZZUTI, J. C. B. Manejo e conservação de quelônios na Amazônia brasileira. **Papers do NAEA**, v. 1, n. 2. 2020.

em 1874, Bates em 1881, Spruce em 1908 (BATES, 1892; CONWAY, 2004). Esse uso intensivo fez com que as espécies do gênero *Podocnemis*, principalmente tartaruga-da-Amazônia (*Podocnemis expansa*) e secundariamente tracajá (*Podocnemis unifilis*), se tornassem historicamente as mais importantes, tanto no aspecto social quanto econômico, dentre os quelônios amazônicos (MITTERMEIER, 1978; SMITH, 1979). Porém, apesar de ter sido abundante, a sobre-exploração de ovos e adultos de tartaruga-da-Amazônia levou suas populações a um declínio drástico, restringindo-as a áreas relativamente isoladas (SMITH, 1974; 1979; VON HILDEBRAND; BERMÚDEZ; PEÑUELA, 1997), sendo abundantes somente em áreas específicas cuja proteção ostensiva vem garantindo uma boa recuperação de algumas subpopulações (EISEMBERG et al., 2019). Consequentemente, nos últimos 40 anos houve aumento da procura e do consumo de espécies menores, como o tracajá, pitiú ou iacá (*P. sextuberculata*) e cabeçudo (*Peltocephalus dumerilianus*) (SMITH, 1974). Dessa forma, a captura para fins comerciais, que ocorre durante todo o ano e que se intensifica nos períodos de reprodução, juntamente com a coleta de ovos, são consideradas as principais ameaças para a sobrevivência e recuperação das populações de quelônios aquáticos do gênero *Podocnemis* (JOHNS, 1987; OJASTI, 1993; SOINI et al., 1996; FACHÍN-TERÁN; VOGT; THORBJARNARSON, 2004; MOLL; MOLL, 2004; CONWAY-GOMÉZ, 2007).

Diante do arcabouço legal que nos propusemos a examinar, contra-argumentamos o posicionamento contrário à caça de subsistência e a afirmação de que esta não constitui uma atividade tradicional. Afinal, o que representa a atividade de caça para o ser humano? A caça não é uma atividade secular, milenar ou pré-histórica, e sim uma prática tão antiga quanto a própria origem e evolução dos hominídeos (LIEBENBERG, 2008). A necessidade de caçar e o crescente aumento de proteína e gordura na dieta dos ancestrais hominídeos foram fenômenos interligados e que se retroalimentaram continuamente, contribuindo de modo decisivo para a evolução da espécie humana, ao longo de pelo menos três milhões de anos (LIEBENBERG, 2008).

A caça, junto com a coleta, consiste na atividade de subsistência mais antiga praticada pelos seres humanos, sendo que a agricultura surgiu há apenas cerca de 10 mil anos (THOMPSON et al., 2000; STANFORD, BUNN, 2001). Ainda assim, mesmo nas sociedades agrícolas, a caça sempre esteve presente, em diferentes níveis, mas na maioria das vezes sendo considerada uma atividade mais importante que a agricultura, e a carne um item alimentar mais importante que o produto agrícola (KENT, 1989). No seio de diversas comunidades, a caça de subsistência é regulada tanto por tabus alimentares (OHL-SCHACHERER et al., 2007; PEZZUTI et al., 2010), como também por regras impostas e acordadas em nível local para a

conservação dos recursos faunísticos, sem a necessidade de intervenção direta do Poder Público.

A ausência de emprego formal ou de outras fontes alternativas de renda faz com que os moradores de áreas rurais da Amazônia frequentemente façam uso da caça para a sua sobrevivência. Destaca ser também um padrão mundial o fato que quanto menor for o poder aquisitivo do indivíduo, maior a proporção da renda gasta diretamente com a alimentação (KAUFMAN et al., 1997). Assim, constatamos a pendência do Estado brasileiro perante a sociedade quanto à gestão de recursos faunísticos, sobretudo em relação a uma parcela da população que permanece desassistida quanto às políticas públicas, que vive em áreas remotas onde não existe oferta de emprego ou renda, nem comércio formal ou informal para aquisição de alimento. Desta forma, podemos considerar que vivem continuamente em condição de aguda necessidade.

A sobre-exploração ainda é considerada a principal ameaça a muitas espécies cinegéticas, inclusive aos quelônios amazônicos (JOHNS, 1987; OJASTI, 1993; PEZZUTI et al., 2004; REBÊLO et al., 2005; CONWAY-GÓMEZ, 2007; KEMENES; PEZZUTI, 2007; PANTOJA-LIMA et al., 2014). Contudo, outros fatores antrópicos que impactam negativamente as populações de quelônios e agem sinergicamente, acarretando na sua diminuição, devem ser considerados, entre estes, poluição de ecossistemas aquáticos, construção de represas para instalação de usinas hidrelétricas e destruição de habitats naturais (SMITH, 1979; ALHO, 1985; JOHNS, 1987; MOLL; MOLL, 2004). Destaca-se que impactos decorrentes de sobre-exploração podem ser reversíveis, ao contrário dos impactos causados por megaempreendimentos, que são irreversíveis. Em um ambiente prestes a sofrer alterações ambientais antrópicas significativas, como a implementação de empreendimentos de complexa infraestrutura, é fundamental entender como os organismos aquáticos tendem a responder a essas mudanças, bem como é importante ter cuidado ao estimar a estrutura populacional e aplicar medidas conservacionistas na escala espacial apropriada (PEARSE et al., 2006). Estudos integrados que visem a análise dos diversos fatores que afetam as populações nos seus diferentes estágios de vida são necessários para documentar o atual status de conservação das espécies, a exemplo dos trabalhos de ecologia de tartarugas marinhas de Crouse, Crowder e Caswell (1987) e Crowder et al. (1994).

No presente contexto, o objetivo deste capítulo é dissertar sobre a relação dos povos tradicionais e a gestão de fauna silvestre no Brasil, com ênfase no uso de quelônios aquáticos amazônicos e na forma como os marcos legais que regem o tema são subutilizados, e quais são as perspectivas para o futuro do manejo e conservação dessas espécies. Abordaremos também

como o Poder Público pode agir no sentido de garantir tais direitos aos povos tradicionais, sob a égide da Constituição Federal de 1988 e das normas legais vigentes que tratam dos povos tradicionais, segurança alimentar e dos direitos humanos socioambientais.

1.2 HISTÓRICO DO MANEJO E CONSERVAÇÃO DE QUELÔNIOS NO BRASIL

No século XVIII, período colonial, ocorreu a primeira iniciativa de conter o uso predatório de quelônios e seus ovos na Amazônia brasileira, quando os tabuleiros de desova da tartaruga-da-Amazônia adquiriram status de Pesqueiros Reais (ALFINITO; BRASIL, 1973; SMITH, 1979). O acesso a essas áreas durante o período de desova era controlado por responsabilidade de um representante da Coroa portuguesa denominado juiz, bem como o controle da exploração de ovos e fêmeas adultas da espécie. Porém, posteriormente, a proteção destes sítios de desova foram se tornando menos intensas, favorecendo a exploração desordenada (ALFINITO; BRASIL, 1973; SMITH, 1979).

Com a declaração da independência do Brasil e posteriormente a proclamação da República, o governo brasileiro criou a Divisão de Caça e Pesca, vinculada ao Ministério da Agricultura, em 1932, seguida à criação do Serviço de Caça e Pesca, vinculada ao Ministério da Marinha, momento este em que a proteção dos quelônios amazônicos se tornou mais intensa (JÚNIOR; BALESTRA; LUZ, 2016). Em 1934, foi promulgado o Decreto do Executivo nº 23.672/1937, conhecido como Código de Caça e Pesca, que estabeleceu a proteção dos recursos faunísticos e pesqueiros, fazendo restrições à captura de quelônios (BRASIL, 1934). Porém, semelhante às primeiras tentativas ocorridas no século XVIII, estas iniciativas de proteção não se demonstraram eficazes na conservação dos quelônios amazônicos (JÚNIOR; BALESTRA; LUZ, 2016).

Em 1962, a Divisão de Caça e Pesca foi extinta e criada a Superintendência do Desenvolvimento da Pesca – SUDEPE, vinculada ao Ministério da Agricultura. Em 1964, na tentativa de reverter o quadro de diminuição das populações de quelônios, deu-se início às primeiras ações de proteção aos quelônios nos rios Trombetas, Purus e Branco, localizados nos estados do Pará, Amazonas e Roraima, respectivamente (IBAMA, 1989a), porém, limitando-se a ações de comando e controle no período de desova (JÚNIOR; BALESTRA; LUZ, 2016). Em 1967, com a criação do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal – IBDF, e por força do Decreto-Lei nº 221/1967, que dispõe sobre a proteção e estímulos à pesca, os quelônios foram novamente considerados como recurso pesqueiro, fazendo com que as ações de proteção realizadas nos rios Trombetas, Purus e Branco retornassem para a SUDEPE (JÚNIOR;

BALESTRA; LUZ, 2016). Em 1970, devido a restrições orçamentárias e limitações de recursos técnicos e humanos, o serviço de proteção aos quelônios retornou ao IBDF, tendo sua exploração comercial novamente proibida (IBAMA, 1989b). No início da década de 1970, apenas os rios Trombetas e Tapajós, ambos no estado do Pará, eram de fato protegidos por ações de comando e controle. A partir desse momento, outras áreas passaram a ser efetivamente protegidas, tais como os rio Branco, no estado de Roraima, e Xingu, no estado do Pará (JÚNIOR; BALESTRA; LUZ, 2016). Em 1975, a tartaruga-da-Amazônia e o tracajá foram incluídos no Apêndice II da Convenção sobre Comércio Internacional de Espécies da Fauna e Flora Selvagem em Perigo de Extinção – CITES II, por meio do Decreto do Executivo nº 76.623/1975 (BRASIL, 1975).

Outra estratégia adotada pelo Estado brasileiro para proteção da tartaruga-da-Amazônia foi a criação de Unidades de Conservação federais da categoria de proteção integral. A primeira Unidade de Conservação criada com esse objetivo foi no estado do Pará, cujo Decreto do Executivo nº 84.018/1979 criou a Reserva Biológica do Trombetas (BRASIL, 1979). No estado do Amazonas, foi criada a Reserva Biológica do Abufari, através do Decreto do Executivo nº 87.585/1982 (BRASIL, 1982). No estado de Rondônia, foi criada a Reserva Biológica do Guaporé, através do Decreto do Executivo nº 87.587/1982 (BRASIL, 1982). Porém, considerando que uma Unidade de Conservação tem várias outras demandas relacionadas à sua gestão, tais como regularização fundiária, gestão de conflitos, elaboração de Planos de Manejo e formação de conselhos consultivos, as ações voltadas para a conservação e recuperação das populações de quelônios nelas realizadas não se mostraram eficientes. Dentre as Unidades de Conservação, somente a Reserva Biológica de Abufari apresentou uma população de tartarugas-da-Amazônia estável, tendendo ao crescimento, enquanto nas demais Unidades de Conservação, suas respectivas populações apresentaram declínio (FORERO-MEDINA et al., 2021). No caso do Guaporé, Eisemberg et al. (2019) apontam tendências de crescimento, porém neste sítio reprodutivo em específico, outros fatores além do manejo devem ser considerados, já que parte considerável da área utilizada para reprodução encontra-se em território boliviano, e, portanto, gerido pelo seu governo. Assim como as espécies de quelônios tiveram sua proteção regulamentada, os sítios de desova onde eram executadas as ações de comando e controle e considerados os mais importantes do ponto de vista da conservação foram listados e protegidos por força da Portaria SUDEPE nº N-24/1987, onde ficou proibido o exercício da pesca profissional no período reprodutivo da tartaruga-da-Amazônia (BRASIL, 1987). Os sítios reprodutivos protegidos estão listados na Tabela 1.

Tabela 1 – Sítios reprodutivos protegidos por Portaria SUDEPE nº N-24/1987

Estado	Bacia hidrográfica	Localidade protegida
Amazonas	Rio Purus	Tabuleiros do Abufari, Aramiã, Axioma, Mapiciari, Santa Bárbara, Lusitânia, Ligeirinho, Novo Paraíso, Santa Cândida
	Rio Juruá	Tabuleiro da Pupunha e do Walter Bury
	Rio Uatumã	Tabuleiro do Abacate
	Rio Atucatiquini	Igarapé Miburã
Rondônia	Rio Guaporé	Praias da Cachoeirinha, Furado, Couro, da Barra, Buraco, do Bico, Luiz dos Reis, Negra, Assunta, Alta
Amapá	Rio Aporema	Toda extensão
	Rio Tartarugalzinho	Toda extensão
	Rio Amazonas	Ilha do Parazinho
Acre	Rio Amazonas	Região dos lagos nos limites das Fazendas Tucumã, Tucunaré, Interlagos e Santa Inês
	Rio Juruá	Tabuleiro do Lago Preto
Mato Grosso	Rio das Mortes	Trecho compreendido entre Fazenda São Luiz do Araguaia (Barra do Garça) e Fazenda Alvorada (Canarana)
Pará	Rio Amazonas	Ilha dos Camaleões
	Rio Tapajós	Tabuleiro de Monte Cristo
	Rio Xingu	Tabuleiros do Canari e do Embaubal
Roraima	Rio Branco	Tabuleiros do Veado, Araça, capitari, Acoituba, Maçum, Batelão, Aricurá, da Onça, Guariúba, do Matá-matá, Araçá
Goiás	Rio Araguaia	Entorno do Lago do Fuzil, Lagos Jurú-Mirim e Água Limpa (Jussara), e trecho compreendido entre o Remanso do Lago da Montaria ao Ribeirão Dantas (Nova Crixás)

Fonte: Fonseca et al. (2020)

Embora protegidos por lei, os quelônios amazônicos continuaram a ser capturados, consumidos e comercializados sistematicamente e, devido à sobre-exploração, as populações

de *P. expansa* diminuíram gradativamente em boa parte da sua distribuição (ALHO, 1985; JOHNS, 1987; PEZZUTI et al., 2010; REBÊLO et al., 2005). O modelo insustentável de exploração de quelônios amazônicos tende a promover a extinção local das espécies mais vulneráveis em áreas onde ocorre maior pressão de captura, levando-as a serem consideradas em perigo de extinção há cerca de duas décadas atrás, com consequente classificação na lista de espécies de vertebrados ameaçados de extinção publicada em 1994 pela IUCN (GROOMBRIDGE, 1993) e serem inseridas no Anexo II da CITES no ano seguinte (MATTERS, 2011).

A recuperação de populações de tartaruga-da-Amazônia somente obteve êxito quando as iniciativas de manejo conservacionista e proteção foram desenvolvidas em diversos níveis de governança, através de tratados e convenções internacionais (MITTERMEIER, 1978; IBAMA, 1989b; SOINI et al., 1997; CANTARELLI; MALVÁSIO; VERDADE, 2014). Nos sítios reprodutivos onde as atividades de manejo e controle ambientais foram executadas com sucesso pelo Programa Quelônios da Amazônia ao longo dos anos, é possível observar a recuperação das populações naturais de tartaruga-da-Amazônia, tais como no rio Tapajós, Xingu, Purus e Foz do Amazonas (EISEMBERG et al., 2019; FORERO-MEDINA et al., 2021). Atualmente, a tartaruga-da-Amazônia é considerada uma espécie em baixo risco de extinção na lista da IUCN desde 1996, ao contrário das demais espécies do gênero que ocorrem na bacia amazônica, que permanecem vulneráveis ou em perigo de extinção (MATTERS, 2011). Porém, diante do recente declínio populacional da espécie identificado em algumas áreas monitoradas, grupos de pesquisadores têm considerado o status da conservação da tartaruga-da-Amazônia como crítico, conforme observado na Bolívia (CONWAY-GÓMES, 2007), na Venezuela (MOGOLLONES et al., 2010) e no Peru (FERRONATO; MORALES, 2012).

No Brasil, o Projeto Quelônios da Amazônia – PQA, criado em 1976 pelo extinto IBDF, sendo atualmente executado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Ibama e pelo Instituto Chico Mendes de Biodiversidade – ICMBio, autarquias federais vinculadas ao Ministério do Meio Ambiente. O programa desenvolve ações de proteção e manejo nos estados que compõem a Amazônia brasileira e no estado de Goiás. Em 2011, o PQA ganhou status de programa, firmando compromissos institucionais relacionados a metas conservacionistas e de inclusão social de médio e longo prazos, com o intuito de perpetuar as ações que objetivem a recuperação das populações de quelônios nas áreas de sua distribuição natural e o desenvolvimento de pesquisas científicas relativas ao manejo *in situ* e *ex situ* voltadas à conservação e uso sustentável de quelônios (BRASIL, 2011). Outra iniciativa que merece destaque é o Projeto Pé-de-Pincha, criado por moradores de Terra

Santa, no Pará, e pesquisadores da Universidade Federal do Amazonas em 1998. Esta iniciativa envolve o manejo comunitário em comunidades ribeirinhas nos estados do Amazonas e do Pará, sendo baseado principalmente na transferência de ninhos e manutenção de filhotes em berçários para posterior soltura, e inclui atividades de extensão com ações de educação ambiental (ANDRADE, 2012). O projeto tem como principal espécie alvo o tracajá, e secundariamente as demais espécies do gênero *Podocnemis*. O projeto Pé-de-Pincha idealizou um modelo de manejo comunitário, no qual os moradores participantes teriam direito de criar parte dos filhotes eclodidos na chocadeira para futuro uso próprio, garantindo assim a conservação através de uma proposta de uso sustentável. Esse objetivo, contudo, não foi atendido em 20 anos de projeto por falta de marco legal que permitisse tal desenvolvimento. Cabe ressaltar que estratégia similar foi adotada na década de 80 pelo IBDF, através da doação de filhotes nascidos nos tabuleiros protegidos para criatórios comerciais legalizados (BRASIL, 1992).

A mais recente iniciativa de conservação e recuperação de espécies de quelônios amazônicos ocorreu em 2015, com o lançamento do Plano de Ação Nacional para Conservação dos Quelônios Amazônicos, cujo objetivo é aperfeiçoar as estratégias de conservação para os quelônios amazônicos, especialmente as espécies consideradas prioritárias, tartaruga-da-Amazônia, tracajá e pitiú ou iaçá (*Podocnemis sextuberculata*) (IBAMA; ICMBIO, 2017). Este Plano é coordenado pelo Ibama em conjunto com o ICMBio, previsto para finalizar em 2022, sendo que grande parte das suas ações são voltadas para o uso sustentável das espécies alvo de conservação (IBAMA; ICMBIO, 2017). A inovação desta estratégia, além do reconhecimento da necessidade de promover o uso sustentável dos quelônios pelas populações tradicionais, se deu no caráter participativo de construção dos oito objetivos específicos e suas respectivas metas, a serem atingidas em 33 ações (IBAMA; ICMBIO, 2017). O plano conta com a participação de 29 instituições públicas federais, estaduais e municipais, incluindo universidades federais e centros de pesquisa, além de organizações não governamentais (IBAMA; ICMBIO, 2017). Os objetivos específicos do Plano em andamento são: adequação dos marcos legais relacionados a criação, comercialização e manejo de base comunitária de quelônios amazônicos; ampliação das informações sobre a exploração das espécies de quelônios amazônicos; controle da exploração das populações de quelônios amazônicos, especialmente das espécies alvo de conservação; padronização dos métodos de manejo *in situ* de espécies de quelônios amazônicos; revisão e aprimoramento dos métodos de manejo *ex situ* de espécies de quelônios amazônicos; criação de um sistema de governança para manutenção das ações de conservação dos quelônios amazônicos; redução da poluição sonora, abalroamentos e desmoronamento das margens de rios de ocorrência de quelônios amazônicos;

e conservação e recuperação dos habitats reprodutivos e alimentares, necessários para o ciclo de vida das espécies alvo de conservação (IBAMA; ICMBIO, 2017).

1.3 POPULAÇÕES TRADICIONAIS E USO DE QUELÔNIOS NO BRASIL

1.3.1 Caracterização do indivíduo integrante de populações tradicionais na Amazônia e a formação de sua identidade cultural

Na Amazônia, a ocupação e estabelecimento de assentamentos humanos é um processo influenciado pela geografia natural e pelas características ambientais, além dos fatores políticos, sociais, econômicos e culturais (TOCANTINS, 1990). A peculiaridade da Amazônia e sua vastidão, faz com que em princípio o homem tivesse uma relação de dependência com o ambiente natural para suprir suas atividades básicas, através do extrativismo animal e vegetal, e da agricultura de subsistência. Essa dependência está intimamente relacionada ao regime hidrológico e sua dinâmica de enchente e vazante, notadamente na várzea e principais afluentes do rio Amazonas. Assim, a ocupação humana primariamente limitou-se às áreas de várzea, salvo exceções de etnias indígenas de hábitos nômades, onde a floresta de terra firme acabou por constituir uma barreira à ocupação dos primeiros imigrantes portugueses, e posteriormente dificultou a adaptabilidade de imigrantes naturais de outras regiões do Brasil (TOCANTINS, 1990). Além disso, o pulso de inundação na Amazônia reflete diretamente na disponibilidade de ambientes e recursos ao longo do ano e, assim nas atividades econômicas das populações tradicionais. Mesmo em regiões com alta abundância de pescado, durante a cheia este recurso se torna menos disponível, e a alternativa para aquisição de proteína animal advém principalmente da caça (BEGOSSI et al., 1999; PEZZUTI et al., 2010; CASTELLO; ISAAC; THAPA, 2015; ISAAC et al., 2016).

Apesar dos obstáculos naturais e resistência dos povos originais, a colonização europeia perseverou. Assim que estabelecida, a relação entre homem e Amazônia passou a adquirir um caráter de dominância, onde a exploração sistematizada de recursos naturais, paralela a uma ocupação mais ordenada e a um modelo de produção alienígena aos povos originais, passou a prevalecer no ideário cultural de ambos os povos, viabilizado pelo contato entre eles, seja amistoso ou não (QUEIROZ, 1989; MORAN, 1990; TOCANTINS, 1990). Tardamente, após um período de estagnação da colonização, são inseridos os indivíduos vindos da África na condição de escravos, trazendo mais complexidade nas relações sociais entre os povos ali existentes e incorporando elementos culturais africanos na relação destes com a

Amazônia (TOCANTINS, 1990). O elemento religioso ocidental, exprimido pelo trabalho missionário da igreja católica, foi fator fundamental para a consolidação da ocupação europeia na Amazônia, que teve como efeito colateral a supressão da cultura indígena, e posterior servilismo, necessário para sua assimilação no modelo de exploração adotado pelos portugueses (TOCANTINS, 1990). Tais relações sociais complexas resultaram na assimilação de hábitos culturais heterogêneos, ligados à culinária, práticas de exploração de recursos naturais e miscigenação, condicionando num padrão étnico regional característico (MORAN, 1990). Assim, a organização social é estabelecida com base na origem étnica, tendo o colonizador português no topo da hierarquia, o negro escravo na base, e indígenas e mestiços no intermédio. Assim, a organização social estava vinculada à posse da terra, exclusiva aos colonizadores (QUEIROZ, 1989; TOCANTINS, 1990).

É necessário entender primeiramente quais são as relações entre diferentes culturas, notadamente entre cultura dominante e minorias, e a identidade cultural, onde o indivíduo sente-se pertencente a determinada cultura, e discutir o papel do liberalismo em relação aos direitos coletivos de minorias (TAYLOR, 1993). Assim, as diferenças culturais e seus problemas de identidade são de origem institucional, de aplicação da justiça social, e de riqueza humana, aqui caracterizada pelo valor da cultura para a humanidade, sendo necessário para promover a harmonia intercultural, o diálogo entre as culturas existentes, considerando a existência e resolução dos problemas antropológicos, psicológicos, éticos, jurídicos e políticos (SUSSMAN, 2000; CORTINA, 2005). As ferramentas políticas e jurídicas que fundamentam os direitos individuais não fazem distinção entre cidadãos, independente da cultura a qual pertence, porém faz-se necessária a criação de mecanismos capazes de defender direitos de minorias de ingerências externas, bem como a promoção da igualdade de tratamento e oportunidade, além de oportunizar a manutenção de suas tradições: ou seja, lhes conferir voz e visibilidade dentro dos processos de produção e de evolução social (CORTINA, 2005). Dessa forma, o Poder Público deve conferir ao indivíduo a liberdade de se identificar em determinado grupo cultural, ao mesmo tempo em que possibilita seu livre ingresso em grupos ou unidades políticas (SUSSMAN, 2000; CORTINA, 2005).

A identidade é um conceito complexo na sociologia, sendo caracterizada pelo contexto histórico e social, construída ao nível de indivíduo pelo sentimento de pertencimento cultural, étnico, racial, linguístico, religioso e nacional (SUSSMAN, 2000; STUART, 2003; JENSEN; ARNETT; MCKENZIE, 2011). Perante a complexidade da sociedade moderna, as identidades podem assumir caráter contraditório, atuando tanto em nível coletivo como em nível individual, impossibilitando o alinhamento a uma identidade unificada, negando tanto

aspectos em termos de classe, de política, de etnia ou mesmo de gênero, porém permitindo uma reconciliação, conforme o contexto social vivido (SUSSMAN, 2000; HALL, 2003; STUART, 2003). Na modernidade, a cultura nacional constitui uma das principais fontes de identidade, onde os padrões de comunicação através de uma linguagem única, generalizada e vernacular, trouxe homogeneidade cultural, via instituições culturais administrativas formais. Além das instituições culturais, as culturas nacionais são também compostas por símbolos e representações, caracterizadas pelo imaginário conceitual ligado à nacionalidade e propagado por meio da construção de narrativas. Assim, são construídas identidades nacionais que dividem de modo ambíguo passado e presente, não importando classe social, raça ou gênero, unificada pelo teto político, mesmo considerando que neste podem coexistir separadas culturas, unificadas por processos traumáticos ou resistentes a esta unificação, quando da existência de culturas regionais bem estabelecidas, sendo esta última a mais próxima da realidade existencial (QUEIROZ, 1989; SUSSMAN, 2000; HALL, 2003; STUART, 2003).

A ocupação e organização social na Amazônia foram primariamente condicionadas pelas necessidades elementares de sobrevivência, bem como pela sua utilidade prática no meio social, manifestada pela cultura e tradição, e historicamente repassadas de geração para geração oralmente, na forma de mitos e simbologias (TOCANTINS, 1990). As populações caboclas ribeirinhas que formam a população não-indígena que vive à margem dos rios da bacia amazônica descendem em grande parte de índios, de imigrantes nordestinos que vieram durante o período da borracha e de outros atores que migraram para a região. Foram induzidos a se embrenhar pela miríade de rios e igarapés e para o interior da floresta, e tinham na caça a sua principal fonte de alimento de origem animal. Mesmo junto às populações ribeirinhas, é notoriamente reconhecido que quelônios e outros animais aquáticos exercem, tanto histórica como atualmente, papel preponderante na alimentação humana (BATES, 1892; GILMORE, 1986).

1.3.2 Normas jurídicas e uso da fauna silvestre por populações tradicionais no Brasil

A Lei Federal 5.197/1967, ou Lei de Proteção à Fauna, estabelece no seu Artigo 1º que os animais de qualquer espécie, em qualquer fase de seu desenvolvimento e que vivem naturalmente fora de cativeiro, constituem a fauna silvestre, bem como seus ninhos, abrigos e criadouros naturais são propriedades do estado, sendo proibida a sua utilização, perseguição, destruição, caça ou apanha (BRASIL, 1967). Logo, constituem um bem da União e não são sujeitos de direitos de propriedade particular por posse. Este mesmo Artigo, no seu parágrafo

1º, estabelece que se as peculiaridades regionais comportarem o exercício da caça, a permissão será estabelecida em ato regulamentador do Poder Público Federal (BRASIL, 1967). Portanto, é claro e objetivo que a caça está contemplada no principal instrumento legal acerca da fauna silvestre no Brasil. Está evidente a previsão de um elemento jurídico específico para ordenar a prática da caça. Após mais de 50 anos da promulgação da Lei, isso ainda não ocorreu. A menção às peculiaridades regionais deixa claro que não se trata de caça para controle de animais nocivos ou considerados pragas, já que estes casos devem contemplar todo o país, e não apenas determinadas regiões. O Artigo 5º proíbe a caça comercial, sem, no entanto, caracterizar a mesma (BRASIL, 1967). Dessa forma, é fundamental distinguir a caça praticada como uma profissão propriamente dita, ou caça profissional, e da venda de carne de caça por cidadãos rurais que não tem qualquer alternativa de renda para suprir suas necessidades básicas. Hipoteticamente, mesmo que a remuneração de um caçador profissional venha a ser considerada como lucro, ela difere, quanto à sua finalidade, de venda de carne para aquisição de elementos básicos de subsistência, que é o que predomina em regiões remotas do Brasil, como na Amazônia. Também difere do tráfico de animais silvestres ou da caça comercial praticada na maior parte do século passado para abastecer mercados distantes dos locais de caça, cujos incentivos para a atividade estavam relacionados às flutuações deste mercado, principalmente internacional (ANTUNES; JUNIOR; VENTICINQUE, 2014; ANTUNES et al., 2016; 2019). Nos Artigos 5º e 6º, respectivamente, se estabelece que devem ser criados parques de caça e estimulada a formação de clubes e sociedades de caça, enquanto o Artigo 8º estabelece que a relação de espécies, períodos e quotas de abates devem ser publicadas em um prazo de 120 dias (BRASIL, 1967). Além disso, os Artigos 13 e 20 preveem a emissão de licença anual para prática de caça (BRASIL, 1967). Fica clara, desta forma, a omissão do Estado em regulamentar uma atividade claramente prevista em Lei.

O Artigo 225 da Constituição Federal de 1988 estabelece como princípio o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, e incube ao Estado a proteção da fauna e flora, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações (BRASIL, 1988). O Artigo 24 da Constituição Federal de 1988 estabelece que compete à União e aos Estados brasileiros legislar concorrentemente sobre florestas, caça, pesca, fauna, conservação da natureza, defesa do solo e dos recursos naturais, proteção do meio ambiente e controle da poluição. Portanto, está explícito que cabem também aos Estados legislar sobre a caça, e que, se a atividade de caça fosse terminantemente proibida, não haveria necessidade de regulamentação. Portanto, 33 anos após a vigência da Constituição Federal de 1988, e 54 anos após a Lei de Proteção à Fauna de 1967, a regulação da caça

permanece pendente, tanto em nível federal, como estadual. Dessa forma, como marco legal referente ao uso da fauna silvestre por populações tradicionais, a Constituição Federal de 1988 implicitamente prevê o seu uso sustentável, garantidas a manutenção da integridade ecossistêmica e a biodiversidade.

A Convenção 169 da Organização Internacional do Trabalho foi ratificada pelo governo brasileiro e promulgada através do Decreto do Executivo nº 5.051/2004 (BRASIL, 2004) e, portanto, deve ser executada e cumprida em todo o território nacional. Conforme seu Artigo 1º, fica estabelecida a responsabilidade dos governos signatários garantir os direitos dos povos indígenas e tradicionais, bem como desenvolver ações voltadas a proteger estes direitos, com a participação destes povos (ILO, 1989). Especificamente, a Convenção 169 estabelece que estas ações devem promover a efetividade dos direitos sociais, econômicos e culturais, proteger e valorizar práticas sociais, culturais, religiosas e espirituais, respeitando a integridade das mesmas. Estabelece, ainda, que a legislação nacional deve ser aplicada a estes povos levando devidamente em consideração os seus costumes e o direito consuetudinário. É inegável que a prática de caça, pela sua importância para reprodução física e cultural dos povos tradicionais, está aqui contemplada. No Artigo 23 fica estabelecido, especificamente, que atividades tradicionais, incluindo a caça, são consideradas fatores importantes na manutenção da sua cultura, bem como de sua autossuficiência e desenvolvimento econômico (ILO, 1989). Portanto, como signatário da Convenção 169 e por ter posteriormente promulgado a mesma via Decreto do Executivo, o governo deve proteger o direito dos povos tradicionais à caça.

O Estatuto do Desarmamento, instituído pela Lei Federal nº 10.826/2003, estabelece em seu Artigo 6º que aos residentes em áreas rurais, maiores de vinte e cinco anos que comprovem depender do emprego de arma de fogo para prover sua subsistência alimentar familiar, será concedido pela Polícia Federal o porte de arma de fogo, na categoria caçador para subsistência, de uma arma de uso permitido, de tiro simples (BRASIL, 2003). Portanto, o Estado brasileiro define legalmente o caçador de subsistência como o cidadão rural que depende da caça para prover alimento para sua família. Vale ressaltar, entretanto, que também está determinado que o caçador deve comprovar a efetiva necessidade em requerimento acompanhado de identificação, comprovante de residência e atestado de bons antecedentes. Parece simples, mas até recentemente entre comunidades tradicionais e rurais, é frequente a falta de documentos de identificação, inclusive certidão de nascimento. Esta deficiência, em um contexto de isolamento geográfico e de altos índices de analfabetismo, na prática, segue empurrando para a clandestinidade justamente os mais pobres e mais dependentes de recursos naturais para sua sobrevivência.

O Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional – SISAN, criado pela Lei Federal nº 11.346/2006, tem como principal objetivo assegurar o direito à alimentação adequada, inerente à dignidade da pessoa humana, estabelecendo através do Artigo 3º como dever do Estado brasileiro, a garantia de mecanismos para a exigibilidade desta alimentação, tendo como base práticas promotoras de saúde e que respeitem a diversidade cultural (BRASIL, 2006). Especificamente quanto à questão aqui analisada, o Artigo 4º estabelece que a segurança alimentar e nutricional abrange tanto a conservação da biodiversidade como a utilização sustentável dos recursos naturais (BRASIL, 2006).

A Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais – PNDSPT, criada através do Decreto do Executivo nº 6.040/2007, constitui um instrumento jurídico crucial na questão da caça, por estabelecer definições, diretrizes, objetivos e ações voltados a garantir os direitos das populações tradicionais. O Artigo 3º define que povos e comunidades tradicionais são grupos culturalmente diferenciados e que se reconhecem como tais, que possuem formas próprias de organização social, ocupam e usam territórios e recursos naturais como condição para sua reprodução cultural, social, religiosa, ancestral e econômica, utilizando conhecimentos, inovações e práticas gerados e transmitidos pela tradição (BRASIL, 2007). O Decreto do Executivo nº 6.040/2007 estabelece os seguintes princípios, dentre outros: a segurança alimentar e nutricional como direito dos povos e comunidades tradicionais ao acesso regular e permanente a alimentos de qualidade, em quantidade suficiente, sem comprometer o acesso a outras necessidades essenciais, tendo como base práticas alimentares promotoras de saúde, que respeitem a diversidade cultural e que sejam ambiental, cultural, econômica e socialmente sustentáveis; o desenvolvimento sustentável como promoção da melhoria da qualidade de vida dos povos e comunidades tradicionais nas gerações atuais, garantindo as mesmas possibilidades para as gerações futuras e respeitando os seus modos de vida e as suas tradições; o reconhecimento e a consolidação dos direitos dos povos e comunidades tradicionais; a promoção dos meios necessários para a efetiva participação dos povos e comunidades tradicionais nas instâncias de controle social e nos processos decisórios relacionados aos seus direitos e interesses; a contribuição para a formação de uma sensibilização coletiva por parte dos órgãos públicos sobre a importância dos direitos humanos, econômicos, sociais, culturais, ambientais e do controle social para a garantia dos direitos dos povos e comunidades tradicionais; a preservação dos direitos culturais, o exercício de práticas comunitárias, a memória cultural e a identidade racial e étnica (BRASIL, 2007). O Artigo 3º ainda estabelece como objetivo a garantia aos povos e comunidades tradicionais a seus territórios, e o acesso aos recursos naturais que tradicionalmente utilizam para sua reprodução

física, cultural e econômica (BRASIL, 2007). Também são estabelecidos nos artigos seguintes, os Planos de Desenvolvimento Sustentável dos povos e comunidades tradicionais para fundamentar e orientar a implementação da PNPCT. A ausência de regulamentação para a caça de subsistência, entretanto, compromete o alcance dos objetivos mencionados.

A Lei Federal nº 10.406/2002, que institui o novo Código Civil brasileiro, estabelece no Artigo 188 que não constituem atos ilícitos os praticados em legítima defesa ou no exercício regular de um direito reconhecido (BRASIL, 2002). Portanto, a prática de caça por cidadãos rurais integrantes de populações tradicionais em tese não poderia ser considerada como ato ilícito, mesmo que a atividade de caça de subsistência não possa ser considerada como caso de necessidade, conforme previsto no Artigo 37 da Lei Federal nº 9.605/1998, a lei de crimes ambientais. O referido artigo tem sido utilizado como a única ferramenta legal para não enquadrar como crime a caça de subsistência, pois estabelece a ressalva de que quando, em estado de necessidade, para saciar a fome do agente ou de sua família, é permitido o abate de animais silvestres (BRASIL, 1998). Permanece, portanto, a interpretação sobre estado de necessidade feita pelo agente de fiscalização diante de situações dessa natureza, mesmo que seja um direito amparado na Constituição Federal de 1988, na Convenção 169 e no Decreto do Executivo nº 5.151/2004 que a promulga, no Decreto do Executivo nº 592/1992, que trata dos atos internacionais, especificamente sobre o pacto internacional sobre direitos civis e políticos (BRASIL, 1992), na Lei Federal nº 9.985/2000, que estabelece o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (BRASIL, 2000), no Decreto do Executivo nº 5.758/2006, que institui o Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas (BRASIL, 2006), na Lei Federal nº 1.1346/2006 e no Decreto do Executivo nº 6.040/2007, já discutidos anteriormente. Portanto, as orientações de comando e controle no sentido de criminalizar um cidadão rural integrante de uma população tradicional ao praticar a caça de subsistência é uma leitura incompleta do conjunto de normas em vigor.

Apesar disso, os instrumentos jurídicos ora utilizados para gestão da fauna silvestre, representado principalmente pela Lei Federal nº 9.605/1998, que orienta as ações de comando e controle em todas as suas esferas de poder, criminaliza, através do Artigo 29, o ato de matar, perseguir, caçar, apanhar, utilizar espécimes da fauna silvestre, nativos ou em rota migratória, sem a devida permissão, licença ou autorização da autoridade competente, ou em desacordo com a obtida (BRASIL, 1998). Portanto, a prática de caça de subsistência por populações tradicionais, incluindo a captura de quelônios, não foi regulamentada até o momento, mesmo sendo claramente prevista desde 1967, através do Artigo 1º da Lei Federal nº 5.197/1967 (BRASIL, 1967), e posteriormente ratificada através do Artigo 24 da Constituição Federal de

1988 (BRASIL, 1988). Todavia, o Artigo 37 da Lei Federal nº 9.605/1998 vem sendo utilizado isoladamente para embasar a orientação jurídica de ações de comando e controle voltadas para a fauna silvestre, caracterizando como crime qualquer ato de caça ou consumo, se não estiver claro que este tenha sido praticado em um contexto em que o indivíduo não tinha qualquer outra opção para se alimentar. Ademais, a ausência de regulamentação também gera um estado de vulnerabilidade para os atores envolvidos com a atividade de caça de subsistência, desde o cidadão rural, que se torna marginalizado como criminoso, bem como o gestor ou administrador de uma área protegida ou jurisdição, que fica atrelado às normas legais já estabelecidas, mesmo entendendo a importância da fauna silvestre para a dieta alimentar das populações rurais. Essa situação tem o potencial para geração de conflitos e aumento de tensões locais entre comunidades tradicionais e o Poder Público, dificultando assim a gestão dos recursos faunísticos e, em última análise, a gestão de áreas protegidas criadas com a finalidade de proteção de espécimes da fauna silvestre.

No caso dos quelônios amazônicos, como medida para coibir o comércio ilegal, o Ibama através da Portaria nº 142/1992, em seu Artigo 7º, promovia a entrega gratuita de filhotes de tartaruga-da-Amazônia e de tracajá para fins de criação comercial, advindos dos sítios reprodutivos monitorados pelo Programa Quelônios da Amazônia, até o limite de 10% da produção anual para tartaruga-da-Amazônia e 20% de tracajás (BRASIL, 1993). Tal prática excluiu os indivíduos integrantes de populações tradicionais, pois os pré-requisitos para a instalação de empreendimentos dessa natureza são vultosos, o método de manejo não é economicamente viável se não for feito em consórcio com espécies de pescado, devido ao lento crescimento corporal dos quelônios. Assim, considerando o histórico de doação de filhotes e as iniciativas de uso sustentável aqui apresentadas, é nítido que a ausência de marcos legais para o uso da fauna silvestre não é o problema do uso em si, mas a falta de interesse em discutir os direitos das minorias. Ou seja, quem é dependente do recurso faunístico para sua subsistência não tem esse direito reconhecido, enquanto quem tem o poder aquisitivo para consumir quelônios como iguaria, o faz legalmente.

Com a promulgação da Lei Complementar nº 140/2011, o Artigo 23 da Constituição Federal de 1988 é regulamentado, definindo dessa forma as competências ambientais comuns entre a União, os estados e os municípios (BRASIL, 2001). No Artigo 3º, fica estabelecido que são objetivos fundamentais da União, dos Estados e dos Municípios, no exercício da competência comum, a garantia do equilíbrio do desenvolvimento socioeconômico com a proteção do meio ambiente, observando a dignidade da pessoa humana, a erradicação da pobreza e a redução das desigualdades sociais e regionais, sendo que em seu Artigo 7º cabe à

União o controle da captura da fauna silvestre, ovos e larvas (BRASIL, 2001). Além disso, o Artigo 29 da Lei Federal nº 9.605/1998, assim como em diversos outros instrumentos jurídicos acima mencionados, prevê a emissão de autorização ou licença para prática de caça (BRASIL, 1998). Até o presente momento, somente o estado do Amazonas publicou normas legais quanto ao manejo de quelônios aquáticos amazônicos. Por meio da Resolução CEMAM nº 25/2017, o estado do Amazonas estabelece Zonas de Proteção Temporária de Quelônios – ZPTQs, que apresentam três níveis de proteção (AMAZONAS, 2017a): o nível 1 abrange áreas indicadas para a proteção e conservação de quelônios, devido à existência de grandes populações ou populações ameaçadas; o nível 2 engloba áreas indicadas para conservação, uso e manejo dos quelônios pelas comunidades ribeirinhas; e o nível 3 inclui áreas indicadas para conservação, uso e manejo dos quelônios fora de áreas protegidas, com média ou baixa presença de quelônios pela ação antrópica, que possuem um histórico de proteção e conservação comunitária das populações de quelônios remanescentes e que devam ser protegidas por instrumento legal próprio. Esta resolução lista várias zonas de proteção no Estado do Amazonas, o que indica o comprometimento de comunidades ribeirinhas com a manutenção das populações de quelônios, muito em função da importância deste grupo animal para a subsistência e cultura destes povos. Em complemento, o estado do Amazonas publicou a Resolução CEMAM nº 26/2017, referente às normas de licenciamento para a modalidade de manejo comunitário (AMAZONAS, 2017b).

Se o Estado, mais de cinquenta anos após promulgar um instrumento jurídico estabelecendo que a prática de caça de subsistência deve ser regulamentada, após assegurar posteriormente em diversas leis e decretos que a prática de caça, entre outras atividades de subsistência, é um direito de uma parcela da população brasileira, não estabelece as normas para o exercício de tal atividade, o mesmo não pode incorrer no ato de criminalizar parte de sua população. As consequências são graves, tanto do ponto de vista ambiental quanto social, pois protela a implementação de práticas sustentáveis de caça e o desenvolvimento de ferramentas participativas de gestão dos recursos faunísticos, afetando a integridade dos ecossistemas e sua biodiversidade. Além disso, representa o cerceamento a um direito e a marginalização do exercício do mesmo, lançando na clandestinidade uma atividade de subsistência praticada por povos tradicionais desde tempos imemoriais (ROOSEVELT, 2000; ANTUNES et al., 2019). Por fim, mantém este importante recurso natural em um limbo jurídico e, na prática, sob sistema de livre acesso, dificultando o exercício da pesquisa e monitoramento para conhecimento dos efeitos da atividade de caça nas espécies cinegéticas. Tal negligência acaba por interferir negativamente na conservação da biodiversidade e manutenção dos sistemas naturais, pois um dos requisitos básicos para o sucesso de experiências de manejo de recursos comuns é

justamente o empoderamento das comunidades envolvidas (OSTROM, 1990). Antunes et al. (2019) fizeram uma excelente análise do uso da fauna silvestre por comunidades indígenas e o arcabouço legal no Brasil, incluindo regularização fundiária e gestão de áreas protegidas. Nesse contexto os autores concordam que os povos tradicionais e suas atividades de subsistência foram ignorados na implementação de políticas preservacionistas.

1.4 PERSPECTIVAS PARA O FUTURO DA CONSERVAÇÃO DE QUELÔNIOS NA AMAZÔNIA

A importância da fauna silvestre na alimentação de populações rurais no Brasil atesta claramente que a necessidade de consumo de proteína animal advinda de espécies silvestres existe. De qualquer forma, como caracterizar o estado de necessidade? A importância da carne de caça na dieta varia consideravelmente, podendo ser insignificante quando a disponibilidade de pescado é plena ao longo do ano (FONSECA; PEZZUTI, 2013; ISAAC et al., 2015), ou quando não há mais floresta disponível para caçar nas áreas rurais (RAMOS; CARMO; PEZZUTI, 2008). Ou pode ser a principal fonte de alimento de origem proteica, como já foi observado junto a populações de ex-seringueiros e diversos grupos indígenas habitantes do interior da floresta (CALOURO, 2005).

Em diversas condições e em inúmeros casos ao redor do mundo, a fauna silvestre é o principal recurso natural explorado, o que gera um impacto conservacionista positivo sobre os ecossistemas naturais que sustentam a produção, quando manejado sustentavelmente (SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999; BENNETT; ROBINSON, 2000; SALAS; KIM, 2002; WHITMAN et al., 2004; DICKSON; HUTTON; ADAMS, 2009). Assim, entende-se que não existe uma contradição jurídica quando se propõe que se promova o manejo de quelônios aquáticos junto a grupos sociais locais, caracterizados como populações tradicionais. A regulamentação do manejo de fauna silvestre não significa a liberação irrestrita da atividade de caça. Pelo contrário, o que se espera, por parte do Poder Público, é o desenvolvimento de ações que determinem o seu manejo adequado com fins de uso sustentável e conservação, garantindo o meio de vida dessas populações tradicionais e ao mesmo tempo promovendo a manutenção de populações viáveis das espécies de quelônios utilizadas, bem como a integridade dos ecossistemas.

Infelizmente isso não vem acontecendo, implicando não apenas na marginalização das populações tradicionais que não tem outra opção proteica a não ser aquela advinda da caça e da pesca, mas também em maiores impactos à fauna que poderiam ser minimizados caso fosse

instituído o manejo e seu devido monitoramento. A única exceção ocorre no estado do Amazonas, porém, por sua condição recente, não há como avaliar as referidas ferramentas jurídicas e administrativas com propriedade. Em localidades que em tese as populações de quelônios estariam melhor protegidas de ações antrópicas, como na Reserva Biológica do Trombetas, por exemplo, observa-se o declínio populacional de tartaruga-da-Amazônia (EISEMBERG et al., 2019; FORERO-MEDINA et al., 2021), enquanto que na Ilha de São Miguel, localizada na várzea do rio Amazonas, o manejo comunitário de tartaruga-da-Amazônia obteve êxito em preservar uma população reprodutiva de importância expressiva, pelo menos até a erosão da praia utilizada para a desova, fenômeno natural comum em ecossistemas de várzea amazônicos (WITTMANN et al., 2004; PEZZUTI et al., 2010; PEZZUTI et al., 2018). Sistemas comunitários de manejo pesqueiro têm ilustrado o potencial de organização e ordenamento do uso dos recursos por parte das populações tradicionais na Amazônia (CASTELLO et al., 2009; CAMPOS-SILVA; PERES, 2016), inclusive promovendo a conservação de outras espécies habitantes dos ambientes manejados, tais como os quelônios (CAMPOS-SILVA et al., 2018).

A situação ilustrada pela interpretação de instrumentos legais relacionados aos direitos humanos e de populações tradicionais, da segurança alimentar de milhões de pessoas habitantes das pequenas cidades e comunidades apenas na Amazônia brasileira, apontam claramente para uma situação de incerteza e da necessidade de debater o tema de forma qualificada para alcançar um posicionamento mais coerente, como tem ocorrido nos seminários do Plano de Ação Nacional para Conservação de Quelônios Amazônicos e outras iniciativas relacionadas ao manejo de fauna silvestre que tratam do tema de forma mais abrangente. Além de influenciar a vida de diversas comunidades tradicionais, esta demanda se torna urgente diante da possibilidade de aprovação do Projeto de Lei nº 6268/2016, que, ao propor a revisão da legislação sobre o uso da fauna silvestre sem contemplar a caça de subsistência, expõe as populações tradicionais às mesmas incertezas relacionadas ao consumo de quelônios, e não considera os instrumentos que garantem direitos fundamentais da Constituição Federal de 1988 e os específicos da PNPCT de 2007. Ainda, a subtração da caça para outros fins que não de subsistência, significaria a diminuição da disponibilidade das espécies cinegéticas para quem realmente precisa dela para sua sobrevivência e saúde. Preocupa ainda mais que este Projeto de Lei conta com forte suporte da Frente Parlamentar Agropecuária no Congresso Nacional, ao passo que as comunidades tradicionais e indígenas carecem de qualquer apoio político e talvez ainda contem com resistência por parte do movimento ambientalista de viés preservacionista.

1.5 CONCLUSÃO

Uma avaliação do conjunto de normas aqui levantado deixa claro que populações tradicionais têm direito a praticar a caça de subsistência, portanto, não devem ser criminalizadas ou responsabilizadas se o Poder Público não regulamenta essa atividade. Para que haja de fato uma representatividade cultural e o devido aporte de direitos coletivos de minorias, mais que a criação de modelos e mecanismos jurídicos e políticos democráticos, é necessário amplo diálogo, a fim de dirimir conflitos de qualquer natureza. Planos de Manejo, Acordos de Gestão e Termos de Compromisso, elaborados de forma participativa e atendendo aos anseios e necessidades das populações locais e em compatibilidade com a sustentabilidade da exploração dos recursos faunísticos, seriam instrumentos legais adequados para regulamentação do manejo sustentável de quelônios numa escala de comunidade tradicional. O sucesso e difusão do manejo de um dos peixes mais ameaçados, o pirarucu (*Arapaima gigas*), representa um exemplo concreto de como uma espécie altamente vulnerável à extração pode ser manejada pela população local com o devido apoio de gestores e técnicos.

Tolerado ou não, o consumo de quelônios amazônicos é uma realidade e um direito das populações rurais, principalmente as ribeirinhas. Sua criminalização, isoladamente, não tem efeito expressivo na redução da pressão de captura praticada em boa parte da Amazônia e tampouco contribui efetivamente para a conservação das espécies. Contudo, pode ser regulada com base na autorização do órgão competente, dentro dos Planos de Manejo de Unidades de Conservação da categoria de uso sustentável, ou mesmo através de outros mecanismos administrativos de gestão ambiental, como o licenciamento, ficando assim sujeitas a regras específicas que contemplem a realidade local, comprovadamente mais eficientes. As experiências de sucesso com o manejo adaptativo da pesca têm demonstrado que é possível conciliar a melhoria da qualidade de vida de pescadores com a recuperação de populações naturais que haviam sido deplecionadas.

O manejo tende a tornar o uso mais sustentável, minimizar conflitos e a gerar mais benefícios, como têm demonstrado as experiências de manejo pesqueiro. Temos na evolução do manejo do pirarucu um exemplo clássico, e que vem se ampliando tanto dentro da Amazônia brasileira como para os países vizinhos, cabendo aos pescadores e ao seu saber um papel totalmente protagonista nesse processo. O manejo de quelônios em escala comunitária constitui uma alternativa concreta para outras opções de uso dos recursos naturais, historicamente explorados, como o pescado e a madeira. Entendemos que bastaria que um instrumento estabelecesse, a que se refere o Art. 37 da Lei de Crimes Ambientais, que o estado de

necessidade deve incluir o modo de vida tradicional de populações e daquelas vivendo na condição de pobreza extrema, sem alternativas de renda, dependente total ou parcialmente de recursos naturais para sobreviver com sua família nos recônditos dos sertões brasileiros, e que se comprometam a gerir coletivamente a fauna cinegética através de normas locais, idealmente estabelecidas em planos de manejo legalmente reconhecidos.

Considerando as ações de manejo conservacionista existentes e os potenciais impactos ambientais decorrentes da implementação de empreendimentos de mega infraestrutura na Amazônia brasileira, é fundamental aprofundar o conhecimento referente ao status de conservação das espécies cinegéticas de quelônios, bem como avaliar os programas e projetos de manejo e conservação para que estes sejam planejados e executados com mais eficácia no futuro.

REFERÊNCIAS

ALFINITO, J., BRASIL. Ministério da Agricultura. **Fundamentos ao serviço de proteção à tartaruga. Preservação da tartaruga da Amazônia**. Ministério da Agricultura – DEMA/PA, Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal – IBDF, Belém, Brasil, pp. 36. 1973.

ALHO, C. J. Conservation and management strategies for commonly exploited Amazonian turtles. **Biological Conservation**, v. 32, n. 4, p. 291-298. 1985.

AMAZONAS. Conselho Estadual de Meio Ambiente do Estado do Amazonas – CEMAM. Resolução CEMAM nº 25/2017, **Diário Oficial do Estado do Amazonas**. 2017a.

AMAZONAS. Conselho Estadual de Meio Ambiente do Estado do Amazonas – CEMAM. Resolução CEMAM nº 25/2017, **Diário Oficial do Estado do Amazonas**. 2017b.

ANDRADE, P. C. M. O projeto Pé-de-Pincha em números: a conservação comunitária de tracajás (*Podocnemis unifilis*). **Manejo Comunitário de Quelônios no Médio Amazonas e Juruá–Projeto Pé-de-Pincha**. Moderna Press, Manaus, Brasil, p. 15-88. 2012.

ANTUNES, A. P.; JUNIOR, G. H. S.; VENTICINQUE, E. M. O comércio internacional de peles silvestres na Amazônia brasileira no século XX. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas**, v. 9, n. 2, p. 487-518. 2014.

ANTUNES, A. P.; FEWSTER, R. M.; VENTICINQUE, E. M.; PERES, C. A.; LEVI, T.; ROHE, F.; SHEPARD, G. H. Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. **Science Advances**, v. 2, n. 10, p.e1600936. 2016.

ANTUNES, A. P.; REBÊLO, G. H.; PEZZUTI, J. C. B.; MATTOS VIEIRA, M. A. R.; CONSTANTINO, P. D. A. L.; CAMPOS-SILVA, J. V.; FONSECA, R.; DURIGAN, C. C.; RAMOS, R. M.; DO AMARAL, J. V.; PIMENTA, N. C. A conspiracy of silence: Subsistence hunting rights in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 84, p. 1-11. 2019.

BATES, H. W. **The naturalist on the river Amazons: a record of adventures, habits of animals, sketches of Brazilian and Indian life, and aspects of nature under the Equator, during eleven years of travel.** Londres, Reino Unido, pp. 395. 1892.

BEGOSSI, A.; SILVANO, R. A. M.; AMARAL, B. D.; OYAKAWA, O. T. Uses of fish and game by inhabitants of an extractive reserve (Upper Juruá, Acre, Brazil). **Environment, Development and Sustainability**, v. 1, n. 1, p. 73-93. 1999.

BENNETT, E. L.; ROBINSON, J. G. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. **Hunting for sustainability in tropical forests**, p.13-30, 2000.

BRASIL. Casa Civil. Decreto do Executivo nº 23.672/1934. **Coleção de Leis do Brasil de 31/12/1934**, v. 3, p. 4, col. 1, Brasília, DF, 01 de fevereiro de 1934.

BRASIL. Casa Civil. Lei Federal nº 5.197/1967. **Diário Oficial da União**, seção 1, p. 177, Brasília, DF, 03 de janeiro de 1967.

BRASIL. Casa Civil. Decreto do Executivo nº 76.623/1975. **DOFC** 19/11/1975. nº 015450, p.1, Brasília, DF, 17 de novembro de 1975.

BRASIL. Casa Civil. Decreto do Executivo nº 84.018/1979. **Diário Oficial da União**, seção 1, p. 13.790, Brasília, DF, 21 de setembro de 1979.

BRASIL. Casa Civil. Decreto do Executivo nº 87.585/1982. **Diário Oficial da União**, seção 1, p. 17.695, Brasília, DF, 20 de setembro de 1982.

BRASIL. Casa Civil. Decreto do Executivo nº 87.587/1982. **Diário Oficial da União**, seção 1, p. 1.767, Brasília, DF, 20 de setembro de 1982.

BRASIL. Superintendência do Desenvolvimento da Pesca – SUDEPE. Portaria nº N-24/1987. **Diário Oficial da União**, seção 1, p. 21, Brasília, DF, 27 de agosto de 1987.

BRASIL. Senado Federal. Constituição Federal/1988. **Diário Oficial da União**, p. 1, col. 1, Brasília, DF, 05 de outubro de 1988.

BRASIL. Casa Civil. Decreto do Executivo nº 592/1992. **Diário Oficial da União**, seção 1, p. 8.716, Brasília, DF, 06 de julho de 1992.

BRASIL. Casa Civil. Portaria nº 142/1992. **Diário Oficial da União**, seção 1, p. 922, Brasília, DF, 30 de dezembro de 1992.

BRASIL. Casa Civil. Lei Federal nº 9.605/1998. **Diário Oficial da União**, seção 1, p. 1, Brasília, DF, 03 de fevereiro de 1998.

BRASIL. Casa Civil. Lei Federal nº 9.985/2000. **Diário Oficial da União**, seção 1, p. 1, Brasília, DF, 18 de julho de 2000.

BRASIL. Congresso Nacional. Lei Complementar nº 140/2011. **Diário Oficial da União**, seção 1, p. 1, Brasília, DF, 08 de dezembro de 2011.

BRASIL. Casa Civil. Lei Federal nº 10.406/2002. **Diário Oficial da União**, p. 1, Brasília, DF, 10 de janeiro de 2002.

BRASIL. Casa Civil. Lei Federal nº 10.826/2003. **Diário Oficial da União**, p. 1, Brasília, DF, 22 de dezembro de 2003.

BRASIL. Casa Civil. Decreto do Executivo nº 5.051/2004. **Diário Oficial da União**, p. 1, Brasília, DF, 19 de abril de 2004.

BRASIL. Casa Civil. Decreto do Executivo nº 5.758/2006. **Diário Oficial da União**, seção 1, p. 1, Brasília, DF, 13 de maio de 2006.

BRASIL. Casa Civil. Lei Federal nº 11.346/2006. **Diário Oficial da União**, seção 1, p. 1, Brasília, DF, 15 de setembro de 2006.

BRASIL. Casa Civil. Decreto do Executivo nº 6.040/2007. **Diário Oficial da União**, p. 316, Brasília, DF, 02 de fevereiro de 2007.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Ibama. PORTARIA nº 259/2011. **Diário Oficial da União**, seção 2, p. 37, Brasília, DF, 21 de março de 2011.

CALOURO, A. M.; MARINHO-FILHO, J. S. A sustentabilidade da caça de subsistência entre seringueiros do Acre (Brasil). **Fauna do Acre**, p. 91-108. 2005.

CAMPOS-SILVA, J. V.; PERES, C. A. Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. **Scientific reports**, v. 6, n. 1, p. 1-13. 2016.

CAMPOS-SILVA, J. V.; HAWES, J. E.; ANDRADE, P. C.; PERES, C. A. Unintended multispecies co-benefits of an Amazonian community-based conservation programme. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 650-656. 2018.

CANTARELLI, V. H.; MALVÁSIO, A.; VERDADE, D. L. M. Brazil's *Podocnemis expansa* conservation program: retrospective and future directions. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 13, n. 1, p. 124-128. 2014.

CASTELLO, L.; VIANA, J. P.; WATKINS, G.; PINEDO-VASQUEZ, M.; LUZADIS, V. A. Lessons from integrating fishers of arapaima in small-scale fisheries management at the Mamirauá Reserve, Amazon. **Environmental management**, v. 43, n. 2, p. 197-209. 2009.

CASTELLO, L.; ISAAC, V. J.; THAPA, R. Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the Lower Amazon. **Royal Society open science**, v. 2, n. 11, p. 150299. 2015.

CONWAY, K. M. **Human use of two species of river turtles (*Podocnemis* spp.) in lowland Eastern Bolivia**. Tese (Doutorado), Universidade da Florida, USA. 2004.

CONWAY-GÓMEZ, K. Effects of human settlements on abundance of *Podocnemis unifilis* and *P. expansa* turtles in northeastern Bolivia. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 6, n. 2, p. 199-205. 2007.

CORTINA, A. **Cidadãos do mundo: para uma teoria da cidadania**. Ed. Loyola, São Paulo, Brasil, pp. 216. 2005.

CROUSE, D. T.; CROWDER, L. B.; CASWELL, H. A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. **Ecology**, v. 68, n. 5, p. 1412-1423. 1987.

CROWDER, L. B.; CROUSE, D. T.; HEPPELL, S. S.; MARTIN, T. H. Predicting the impact of turtle excluder devices on loggerhead sea turtle populations. **Ecological Applications**, v. 4, n. 3, p. 437-445. 1994.

DICKSON, B.; HUTTON, J.; ADAMS, W. A. **Recreational hunting, conservation and rural livelihoods: science and practice**. Ed. John Wiley & Sons, Oxford, Reino Unido, pp. 384. 2009.

EISEMBERG, C. C.; VOGT, R. C.; BALESTRA, R. A. M.; REYNOLDS, S. J.; CHRISTIAN, D. K. A. Don't put all your eggs in one basket—Lessons learned from the largest-scale and longest-term wildlife conservation program in the Amazon Basin. **Biological Conservation**, v. 238, p. 108182. 2019.

FACHÍN-TERÁN, A.; VOGT, R. C.; THORBJARNARSON, J. B. Patterns of Use and Hunting of Turtles in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Amazonas, Brazil. *In: SILVIUS, K. M.; BODMER, R. E.; FRAGOSO, J. M. V. (Orgs.). People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. Ed. Columbia University, Nova York, EUA, p. 362-377. 2004.

FERRONATO, B. O.; MORALES, V. M. Biology and conservation of the freshwater turtles and tortoises of Peru. **IRCF Reptiles & Amphibians: Conservation and Natural History**, v. 19, p. 103-116. 2012.

FONSECA, R. A.; PEZZUTI, J. C. B. Dietary breadth of the animal protein consumed by riverine communities in the Tapajós National Forest, Brazil. **Revista de biologia tropical**, v. 61, n. 1, p. 263-272. 2013.

FONSECA; MELO; MIORANDO; PEZZUTI. Manejo e conservação de quelônios na Amazônia brasileira. **Papers do NAEA**, v. 1, n. 2, 2020.

FORERO-MEDINA, G.; FERRARA, C. R.; VOGT, R. C.; FAGUNDES, C. K.; BALESTRA, R. A. M.; ANDRADE, P. C.; ... HORNE, B. D. On the future of the giant South American river turtle *Podocnemis expansa*. **Oryx**, v. 55, n. 1, p. 73-80. 2021.

GILMORE, R. M. Fauna e etnozoologia da América do Sul tropical. **Suma etnológica brasileira**, v. 1, p. 189-233. 1986.

GROOMBRIDGE, B. **1994 IUCN red list of threatened animals**. World Conservation Union, Gland, 286 p. 1993.

HALL, S. **A identidade Cultural na pós-modernidade**. Ed. DP&A, Rio de Janeiro, Brasil, pp. 102. 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Manual Técnico: Projeto Quelônios da Amazônia**. Ed. Ibama, Brasília, Brasil, pp. 119, 1989a.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Projeto Quelônios da Amazônia—10 anos**. Ed. Ibama, Brasília, Brasil, pp. 119. 1989b.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA; INSTITUTO CHICO MENDES DE BIODIVERSIDADE – ICMBIO. **Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para Conservação de Quelônios Amazônicos**. Brasília, DF, pp. 8. 2017. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/fauna-silvestre/programa-quelonios-da-amazonia>. Acesso em: 08 de setembro de 2019.

INTERNATIONAL LABOUR ORGANIZATION – ILO. **C 169 – indigenous and tribal peoples convention**, 27 de junho de 1989.

ISAAC, V. J.; ALMEIDA, M. C.; GIARRIZZO, T.; DEUS, C. P.; VALE, R.; KLEIN, G.; BEGOSSI, A. Food consumption as an indicator of the conservation of natural resources in riverine communities of the Brazilian Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 4, p. 2229-2242. 2015.

ISAAC, V. J.; CASTELLO, L.; SANTOS, P. R. B.; RUFFINO, M. L. Seasonal and interannual dynamics of river-floodplain multispecies fisheries in relation to flood pulses in the Lower Amazon. **Fisheries Research**, v. 183, p. 352-359. 2016.

JENSEN, L. A.; ARNETT, J. J.; MCKENZIE, J. Globalization and cultural identity. In Handbook of identity theory and research. In: SCHWARTZ, S. J., LUYCKX, K., VIGNOLES, V. L. (Orgs.) **Handbook of identity theory and research**. Ed. Springer, Nova York, EUA. p. 285-301. 2011.

JOHNS, A. D. Continuing problems for Amazon river turtles. **Oryx**, v. 21, n. 1, p. 25-28. 1987.

JÚNIOR, G. S.; BALESTRA, R. A. M.; LUZ, V. L. F. Breve histórico da conservação dos quelônios amazônicos no Brasil. **Manejo conservacionista e monitoramento populacional de quelônios amazônicos**. Ed. Ibama, Brasília, DF, p. 11-14. 2016.

KAUFMAN, P. R.; MACDONALD, J. M.; LUTZAND, S. M.; SMALLWOOD, D. M. **Do the poor pay more for food? Item selection and price differences affect low-income household food costs**. (No. 1473-2016-120710). 1997.

KEMENES, A.; PEZZUTI, J. C. B. Estimate of Trade Traffic of *Podocnemis* (*Testudines, Podocnemididae*) from the Middle Purus River, Amazonas, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 6, n. 2, p. 259-262. 2007.

KENT, S. **Cross-cultural perceptions of farmers as hunters and the value of meat. Farmers as hunters**. Ed. Universidade de Cambridge, Cambridge, Reino Unido, pp. 17. 1989.

LIEBENBERG, L. The relevance of persistence hunting to human evolution. **Journal of Human Evolution**, v. 55, n. 6, p. 1156. 2008.

MARSHALL, T. H. **Classe, cidadania e status**. Ed. Zahar, Rio de Janeiro, Brasil. 1967.

MATTERS, N. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora – CITES, **Appendices I, II e III, valid from 27 April 2011**. 2011.

MITTERMEIER, R. A. South America's river turtles: saving them by use. **Oryx**, v. 14, n. 3, p. 222-230. 1978.

MOGOLLONES, S. C.; RODRÍGUEZ, D. J.; HERNÁNDEZ, O.; BARRETO, G. R. A demographic study of the arrau turtle (*Podocnemis expansa*) in the Middle Orinoco River, Venezuela. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 9, n. 1, p. 79-89. 2010.

MOLL, D.; MOLL, E. O. **The ecology, exploitation and conservation of river turtles**. Ed. Oxford University, New York, EUA, pp. 420. 2004.

MORAN, E. F. **The ecosystem approach in anthropology: from concept to practice**. Ed. Universidade de Michigan, EUA, pp. 476. 1990.

MURRIETA, R. S. S. O dilema do papa-chibé: consumo alimentar, nutrição e práticas de intervenção na Ilha de Ituqui, baixo Amazonas, Pará. **Revista de antropologia**, v. 41, n. 1, p. 97-150. 1998.

OHL-SCHACHERER, J.; SHEPARD JR, G. H.; KAPLAN, H.; PERES, C. A.; LEVI, T.; YU, D. W. The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park, Peru. **Conservation Biology**, v. 21, n. 5, p. 1174-1185. 2007.

OJASTI, J. **Utilización de la Fauna Silvestre en América Latina**. Food and Agriculture Organization – FAO, v. 25, pp. 248. 1993.

OJASTI, J. Uso y conservación de la fauna silvestre en la Amazonia. **Tratado de Cooperación Amazónica**. Secretaría Pro-Tempore, Lima, Peru, v. 35, pp. 216. 1995.

OSTROM, E. **Governing the commons: The evolution of institutions for collective action**. Ed. Universidade de Cambridge, Cambridge, Reino Unido, pp. 201. 1990.

PANTOJA-LIMA, J.; ARIDE, P. H.; OLIVEIRA, A. T.; FÉLIX-SILVA, D.; PEZZUTI, J. C. B.; REBÊLO, G. H. Chain of commercialization of *Podocnemis* spp. turtles (Testudines: Podocnemididae) in the Purus River, Amazon basin, Brazil: current status and perspectives. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 10, n. 1, p. 8. 2014.

PEARSE, D. E.; ARNDT, A. D.; VALENZUELA, N.; MILLER, B.A.; CANTARELLI, V.; SITES JR, J. W. Estimating population structure under nonequilibrium conditions in a conservation context: continent-wide population genetics of the giant Amazon river turtle, *Podocnemis expansa* (Chelonia; Podocnemididae). **Molecular Ecology**, v. 15, n. 4, p. 985-1006. 2006.

PEZZUTI, J. C. B.; PANTOJA-LIMA, J.; FÉLIX-SILVA, D.; REBÊLO, G. H. A caça e a pesca no Parque Nacional do Jaú, Amazonas. *In*: BORGES, S. H., DURIGAN, C. C. IWANAGA, S. (Orgs.) **Janelas para a Biodiversidade**. Fundação Vitória amazônica, Manaus, Brasil, p. 213-230. 2004.

PEZZUTI, J. C. B.; BARBOZA, R. S. L.; NUNES, I.; MIORANDO, P. S.; FERNANDES, L. Etnoecologia e conservação de quelônios amazônicos: um estudo de caso. *In*: ALVES, R. R. N. SOUTO, W. M. S.; MOURÃO, J. S. (Orgs.) **A Etnozoologia no Brasil: Importância, Status atual, e perspectivas futuras**. NUPPEA, Recife, Brasil, p. 449-469. 2010.

PEZZUTI, J. C. B.; CASTRO, F.; MCGRATH, D.; MIORANDO, P. S.; BARBOZA, R. S. L.; ROMAGNOLI, F. C. Commoning in dynamic environments: community-based management of turtle nesting sites on the lower Amazon floodplain. **Ecology and Society**, v. 23, n. 3. 2018.

QUEIROZ, M. I. P. D. Identidade cultural, identidade nacional no Brasil. **Tempo social**, v. 1, n. 1, p. 29-46. 1989.

RAMOS, R. M.; CARMO, N. S.; PEZZUTI, J. C. B. Caça e uso da fauna. **Atlas socioambiental: municípios de Tomé-Açu, Aurora do Pará, Ipixuna do Pará, Paragominas e Ulianópolis**, p. 224-232. 2008.

REBÊLO, G. H.; PEZZUTI, J. C. B.; LUGLI, L., MOREIRA, G. Pesca Artesanal de Quelônios no Pesca Artesanal de Quelônios no Parque Nacional do Jaú. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 1, n. 1, p. 109-125. 2005.

REDFORD, K. H.; ROBINSON, J. G. The game of choice: patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. **American anthropologist**, v. 89, n. 3, p. 650-667. 1987.

ROOSEVELT, A. C. The lower Amazon. **Imperfect balance: landscape transformations in the precolumbian Americas**, Ed. Universidade de Columbia, Nova York, EUA. pp. 455. 2000.

SALAS, L. A.; KIM, J. B. Spatial factors and stochasticity in the evaluation of sustainable hunting of tapirs. **Conservation Biology**, v. 16, n. 1, p. 86-96. 2002.

SMITH, N. J. Destructive exploitation of the South American river turtle. **Yearbook of the Association of Pacific Coast Geographers**, v. 36, n. 1, p. 85-102. 1974.

SMITH, N. J. Aquatic turtles of Amazonia: an endangered resource. **Biological Conservation**, v. 16, n. 3, p. 165-176. 1979.

SILVEIRA, R.; THORBJARNARSON, J. B. Conservation implications of commercial hunting of black and spectacled caiman in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Brazil. **Biological Conservation**, v. 88, n. 1, p. 103-109. 1999.

SOINI, P.; VALDÉS, L. A. S.; GIL NAVARRO, J. G.; FACHÍN-TERÁN, A.; DÍAS, R. P.; AYLLÓN, M. C. **Una evaluación de la fauna silvestre y su aprovechamiento de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, Perú**. Documento Técnico. Instituto de Investigaciones da la Amazonía Peruana, Iquitos, Peru, v. 24, pp. 64. 1996.

SOINI, P.; PULIDO, V.; BRACK, A.; THELEN, K. **Biología y manejo de la tortuga *Podocnemis expansa* (Testudines, Pelomedusidae)**. Tratado de Cooperación Amazónica. Secretaría Pro-Tempore, Caracas, Venezuela. pp. 48. 1997.

SPENCELEY, A.; SUICH, H. **Evolution and Innovation in Wildlife Conservation: Parks and Game Ranches to Transfrontier Conservation Areas**. Ed. Earthscan, Londres, Reino Unido, pp. 481. 2009.

STANFORD, C. B.; BUNN, H. T. **Meat-eating and human evolution**. Ed. Universidade de Oxford, Nova York, EUA, pp. 369. 2001.

SUSSMAN, N. M. The dynamic nature of cultural identity throughout cultural transitions: Why home is not so sweet. **Personality and Social Psychology Review**, v. 4, n. 4, p. 355-373. 2000.

TAYLOR, C. **El multiculturalismo y la “política del reconocimiento”**. Fondo de Cultura Económica, México, pp. 246. 1993.

THOMPSON, L. G.; YAO, T.; MOSLEY-THOMPSON, E.; DAVIS, M. E.; HENDERSON, K. A.; LIN, P. N. A high-resolution millennial record of the South Asian monsoon from Himalayan ice cores. **Science**, v. 289, n. 5486, p. 1916-1919. 2000.

TOCANTINS, L. **Amazônia: natureza, homem e tempo**. Ed. Biblioteca do Exército, Rio de Janeiro, Brasil, pp. 177. 1982.

<http://www.iiap.gob.pe/>

VON HILDEBRAND, P.; BERMÚDEZ, N.; PEÑUELA, M. C. **La tortuga charapa (*Podocnemis expansa*) em el Río Caquetá, Amazonas**. Ed. Disloque, Santa Fé de Bogotá, Colômbia, pp. 150. 1997.

WHITMAN, K.; STARFIELD, A. M.; QUADLING, H. S.; PACKER, C. Sustainable trophy hunting of African lions. **Nature**, v. 428, n. 6979, p. 175. 2004.

WITTMANN, F.; JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. **Forest ecology and Management**, v. 196, n. 2-3, p. 199-212. 2004.

CAPÍTULO 2 – ECOLOGIA REPRODUTIVA DE *Podocnemis expansa* (TESTUDINES, PODOCNEMIDIDAE) NO MÉDIO TAPAJÓS, BRASIL

2.1 INTRODUÇÃO

Podocnemis expansa é a espécie do gênero *Podocnemis* com maior distribuição geográfica na Amazônia, abrangendo uma área de 7.718.409,97 km², podendo ser encontrada nas bacias dos rios Amazonas, Tocantins-Araguaia, Orinoco e Essequibo (IVERSON, 1986; RHODIN et al., 2010; FERRARA et al., 2017). Além disso, é a maior espécie de quelônio fluvial neotropical, podendo uma fêmea adulta pesar até 60 quilos, possivelmente até mais (ALHO; PÁDUA, 1982a). A espécie reproduz anualmente em colônias que variam de dezenas a milhares de indivíduos, em praias de desova comumente denominadas de tabuleiros (ALHO; PÁDUA, 1982a). O deslocamento anual de *P. expansa* entre áreas de alimentação e desova é acionado pelo pulso de inundação (ALHO; PÁDUA, 1982a; CARNEIRO; PEZZUTI, 2015), com a desova ocorrendo durante o período de seca, quando as praias se tornam disponíveis ao baixar das águas.

O período exato da desova varia espacial e temporalmente na região Amazônica em função da dinâmica natural do pulso de inundação, que depende do conjunto de condições climáticas ao longo da bacia, e de sua variação entre anos. A duração da desova pode oscilar entre uma semana e dois meses, dependendo de condições meteorológicas e flutuações do nível do rio, onde um repentino aumento do nível do rio ou vários dias sucessivos de chuvas podem deslocar, interromper ou prolongar a desova (ALHO; PÁDUA, 1982a, 1982b; PANTOJA-LIMA et al., 2009; ALVES-JÚNIOR et al., 2012).

A desova de *P. expansa* ocorre anualmente em colônias que variam de dezenas a milhares de indivíduos, em praias denominadas de tabuleiros, iniciando com a agregação de cardumes, seguido do aquecimento térmico das fêmeas através da exposição ao sol, comportamento denominado assoalhamento (ALHO; PÁDUA, 1982a; 1982b; PÁDUA; ALHO, 1982; FERRARA; SCHNEIDER; VOGT, 2010). *P. expansa* desova diretamente no substrato arenoso, em ninhos profundos o suficiente para proteger a ninhada dos efeitos extremos de temperatura e umidade, e também de predadores (BONACH et al., 2007). O tempo médio de eclosão varia entre 47 (ALHO; DANNI; PÁDUA, 1985) e 68 dias (FERREIRA JÚNIOR; CASTRO, 2003), dependendo da temperatura de incubação e do regime hídrico do ambiente, podendo variar entre anos e entre locais (ALHO; PÁDUA, 1982a).

Os parâmetros ambientais que afetam a taxa de eclosão dos ninhos são o nível do rio, devido à chance de alagamento (ALHO; PÁDUA, 1982; FERREIRA JÚNIOR; CASTRO, 2005; 2006), a temperatura de incubação (ALHO; DANNI; PÁDUA, 1984, 1985; DANNI; ALHO, 1985; VALENZUELA; BOTERO; MARTINEZ, 1997; VALENZUELA, 2001a) e o tipo de substrato (FERREIRA JÚNIOR; CASTRO, 2005; 2006). Os parâmetros populacionais que afetam a taxa de eclosão se referem basicamente ao tamanho da fêmea. Quanto maior a fêmea mais profundo tende a ser seu ninho (VALENZUELA, 2001a), apresentando assim menor chance de serem predados, parasitados ou destruídos por outras fêmeas desovando em sobreposição. Da mesma forma, quanto maior a fêmea, maior tende a ser o tamanho da ninhada (VALENZUELA, 2001b; VANZOLINI, 2003), o que em tese aumentaria sua taxa de eclosão, pois as perdas parciais se amenizam na medida em que há mais ovos intactos em seu interior. Além dos parâmetros populacionais, a estratégia reprodutiva de comportamento de desova agregada da espécie em populações numerosas também influencia no sucesso reprodutivo, pois as desovas em massa apresentam risco de destruição total ou parcial dos ninhos quando sobrepostos, inclusive com possibilidade de soterramento de fêmeas em processo de postura, levando-as à morte (MIORANDO; LACAVA; FONSECA, 2019).

Dentre os aspectos reprodutivos, as relações alométricas entre tamanho da fêmea e seu investimento na reprodução, caracterizado pela sua alta correlação positiva entre número e tamanho dos ovos (ALHO; PÁDUA, 1982a; FERREIRA JÚNIOR; CASTRO, 2005; BONACH; PIÑA; VERDADE, 2006; PORTELINHA et al., 2013), trazem respostas sobre a ecologia da espécie e estratégias reprodutivas por ela adotadas (VALENZUELA, 2001a; VALENZUELA, 2001b; BONACH; PIÑA; VERDADE, 2006; PIGNATI; PEZZUTI, 2012).

Na região do Médio Tapajós, *P. expansa* desova principalmente no sítio reprodutivo denominado tabuleiro de Monte Cristo, onde, devido ao seu aumento populacional, o número de ninhos destruídos por sobreposição de desova, bem como o registro de morte por soterramento de fêmeas, tornou-se um problema para o manejo conservacionista da espécie, executado pelo governo brasileiro através do Programa Quelônios da Amazônia – PQA. A solução encontrada para minimizar essa perda foi a ampliação da área de desova, através da supressão da vegetação gramínea e arbustiva da praia do André, localizada próxima ao tabuleiro do Monte Cristo (FONSECA, comunicação pessoal). O histórico do uso das fêmeas de *P. expansa* para desova nestas áreas é refletido na diferença da granulometria do substrato arenoso, sendo a praia do André mais arenosa e a do Monte Cristo com substrato mais fino e com maior concentração de matéria orgânica.

A granulometria do solo pode influenciar tanto na troca gasosa entre os ovos e meio externo, como na temperatura de eclosão e retenção de umidade (FERREIRA JÚNIOR; CASTRO, 2005; 2006; BONACH et al., 2007; FERREIRA JÚNIOR; CASTRO; CASTRO, 2007), fatores considerados importantes para o sucesso de eclosão dos ovos. Outras duas diferenças são a altura da praia em relação ao nível do rio, sendo a praia do André mais baixa que a de Monte Cristo, e o tamanho da área com potencial para desova, onde a praia do André é mais extensa que a praia do Monte Cristo. A diferença entre as alturas das praias também pode ser um fator limitante para o sucesso reprodutivo de *P. expansa*, principalmente em anos em que o rio Tapajós apresenta um período de seca insuficiente para mantê-las emersas pelo tempo necessário para completa incubação dos ovos até a dos filhotes, pois nessas condições os ninhos são parcialmente ou totalmente perdidos por alagamento.

Nesse estudo, investigamos o sucesso reprodutivo de *P. expansa* no Médio Tapajós ao longo de cinco estações reprodutivas (2013, 2014, 2015, 2018 e 2019). Para isso, verificamos a ocorrência de relações alométricas reprodutivas, comparando os dados biométricos da fêmea com os de sua ninhada. Em adição, comparamos as taxas de eclosão dos ninhos postados nas praias do André e do Monte Cristo e verificamos quais fatores biológicos (biometria da fêmea, número de ovos e características dos ninhos) e ambientais (nível médio do rio Tapajós no período reprodutivo e granulometria do substrato) influenciaram na taxa de eclosão no período do estudo. Tais comparações serviram para testar a hipótese de que fêmeas maiores obtêm maior sucesso reprodutivo em relação às fêmeas menores, e que os fatores nível do rio e granulometria do substrato influenciam na taxa de eclosão.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

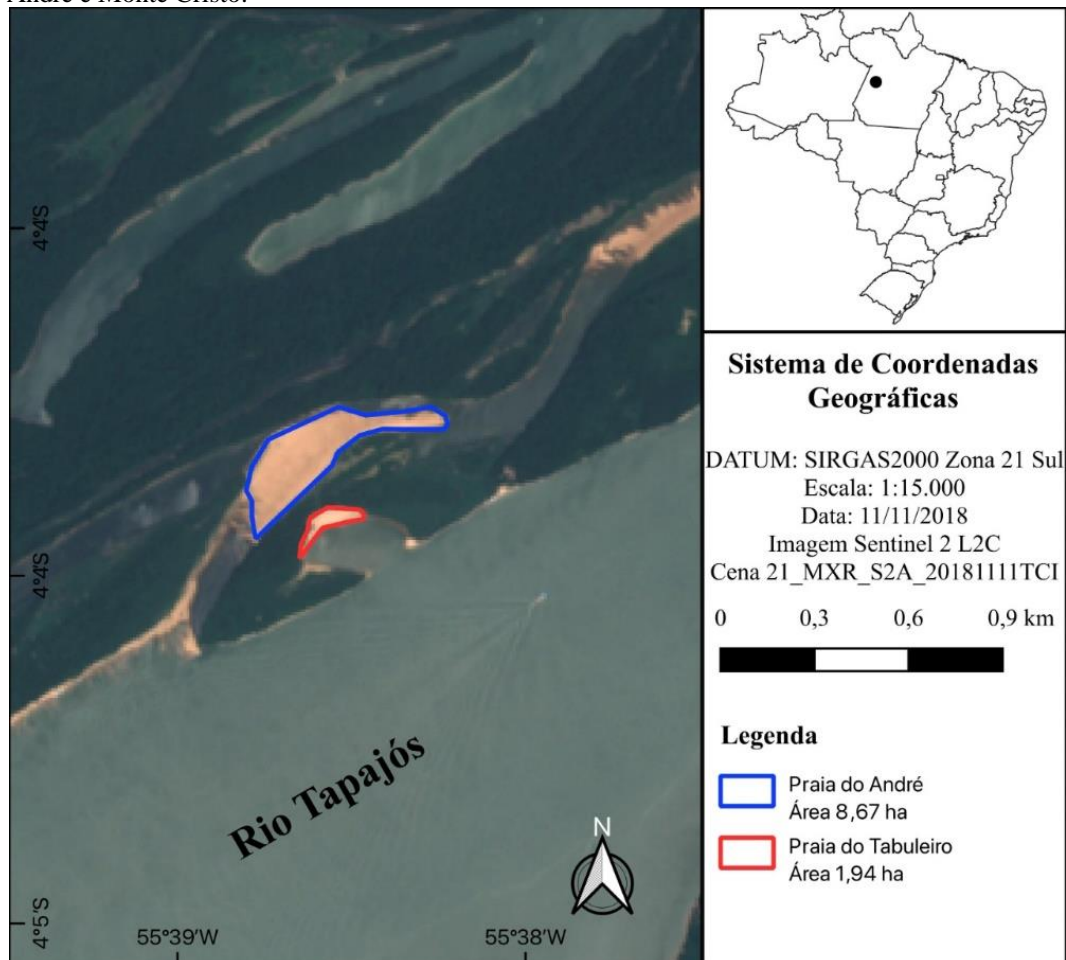
2.2.1 Área de estudo

O tabuleiro de Monte Cristo localiza-se no município de Aveiro, oeste do estado do Pará (4°4'6.8"S - 55°38'46.3"W) estando inserido num mosaico de ilhas, interligadas por paranás, pequenos lagos e igarapés. O rio Tapajós é um rio de águas claras, com vazão média estimada de 12,259 m³/s (SANTOS et al., 2015), onde o transporte de sedimentos é menor quando comparado aos rios de água branca da bacia Amazônica, ricos em matéria em suspensão (FARELLA et al., 2001). O clima da região é tropical úmido, tipo Am, segundo a classificação de Köppen, apresentando temperatura média em torno de 25°C e variação térmica anual de 18,4 a 32,6°C (CARVALHO; SILVA; LOPES, 2004). A precipitação média anual é em torno de

2.110 mm, sendo a mínima de cerca de 600 mm e a máxima de 3.000 mm, apresentando um período chuvoso de março a maio, e pouco chuvoso de agosto a novembro, com umidade relativa do ar em torno de 86% (CARVALHO; SILVA; LOPES, 2004).

O tabuleiro de Monte Cristo é composto pelas praias do Monte Cristo e do André. A praia do Monte Cristo apresenta área aproximada de 1,94 Hectares e altura máxima em relação ao nível do rio entre 8 e 6 metros, enquanto a praia do André apresenta área de aproximadamente 8,67 Hectares e altura máxima em relação ao nível do rio entre 4 a 6 metros (Figura 1). Tais dimensões variam anualmente, conforme o regime hídrico.

Figura 1 – Imagem de satélite da área de estudo, evidenciando a área em Hectares das praias do André e Monte Cristo.



Fonte: Lacava, R. V. S. (2022), mapa elaborado para ilustração deste capítulo.

2.2.2 Delineamento amostral

Neste estudo, consideramos como sucesso reprodutivo de *P. expansa* a taxa de eclosão dos ninhos monitorados nos períodos reprodutivos de 2013 a 2019. A coleta foi realizada no âmbito das atividades de monitoramento do PQA, seguindo seu protocolo básico de monitoramento reprodutivo, posteriormente sistematizado e descrito por Bernhard et al. (2016). O protocolo de coleta de dados deste estudo foi submetido e aprovado pelo Comitê de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal do Oeste do Pará (certificação nº 0820180037), e autorizado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, através do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBio (autorização nº 63414-2).

A seleção dos ninhos monitorados foi realizada de forma aleatória estratificada, com o intuito de espacializar as amostras, abrangendo ao longo do gradiente de altura das praias em relação ao nível do rio, e obter a maior amplitude de tamanho das fêmeas. As fêmeas foram capturadas após o término da postura, para os procedimentos de coleta dos dados biométricos massa (M), em kg, comprimento retilíneo da carapaça (CRC), comprimento curvilíneo da carapaça (CCC), largura máxima da carapaça (LMC) e comprimento máximo do plastrão (CMP), em centímetros.

As fêmeas também foram marcadas para identificação individual, por meio de cortes nos escudos da carapaça, seguindo o sistema numérico adotado pelo PQA para a bacia do Tapajós, sendo que algumas delas foram marcadas com microchips em complemento. Também foram registradas marcas naturais, tais como deformidades da carapaça e ausência de membros, comum no ambiente natural devido a predação de peixes nas fases imaturas e de predadores naturais na fase adulta, como jacaré-açu (*Melanosuchus niger*). Em cada ninho amostrado, contabilizamos o total de ovos (NO) e selecionamos aleatoriamente 20 ovos de cada ninho para registro do diâmetro (DO), em centímetros, e massa (MO), em gramas. Com base na MO e quantidade total de ovos, estimamos a massa total da ninhada (MN).

Em paralelo, medimos as profundidades inicial (P1) e final (P2) dos ninhos e a altura dos ninhos em relação ao nível do rio (ALT), em centímetros. Os ninhos foram cercados com estacas de madeira de 1,5 metros de comprimento e 7 cm de espessura, a fim de individualizá-los e evitar a sobreposição de posturas de outras fêmeas, o que afetaria a possibilidade de reconhecimento de ninho para cálculo do sucesso reprodutivo. Após o término da desova, estes ninhos foram cercados com telas aramadas utilizando as estacas como suporte, para possibilitar a contabilização dos filhotes eclodidos, obtendo dessa forma a taxa de eclosão individual.

Em 2018, foram coletadas amostras de substrato de 350 g das praias do André e do Monte Cristo, mais especificamente do interior dos ninhos monitorados, com profundidade variando entre 30 e 50 cm. Aplicamos a escala granulométrica de Terra Fina Seca ao Ar – TFSA, adotada pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa (EMBRAPA, 1997). O substrato coletado foi submetido à análise de composição granulométrica, realizada no Laboratório de Geologia da Ufopa, onde cada amostra foi submetida ao processo de retirada de materiais orgânicos maiores, verificados visualmente, e cuja quantidade orgânica não chegou a 5%, dispensando assim o procedimento de separação química (EMBRAPA, 1997).

A análise granulométrica foi realizada pelo deslocamento vertical gravitacional, depositando um conjunto homogêneo dimensional granular em peneiras dispostas no agitador elétrico Betel, em frequência 2Hz, pelo período de cinco minutos. A individualização em seis frações granulométricas ocorreu pelos diâmetros de abertura das peneiras, de medidas de $2 \mu^m$ (0,002 mm), $1 \mu^m$ (0,001 mm), $0,5 \mu^m$ (0,0005 mm), $0,25 \mu^m$ (0,00025 mm), $0,125 \mu^m$ (0,000125 mm) e $0,063 \mu^m$ (0,000063 mm) (EMBRAPA, 1997). Posteriormente, a determinação de peso de massa foi obtida com auxílio de balança eletrônica de precisão Marte, modelo UX4200H, adequando-se para o cálculo pela fórmula de Folk/Wentworth (FOLK, 1974). As médias do nível do rio Tapajós foram obtidas através do Sistema de Informações Hidrológicas – HydroWeb (ANA, 2021).

2.2.3 Análise de dados

Através de regressões lineares simples (ZAR, 1999), estabelecemos as relações alométricas entre as variáveis preditoras dados biométricos das fêmeas e as variáveis respostas, dados biométricos dos ovos e medidas dos ninhos. Para esses procedimentos, os dados foram log-transformados, conforme Iverson, Lindeman e Lovich (2019) sugerem. Comparamos os resultados das análises granulométricas entre as amostras de substrato coletadas das praias do André e do Monte Cristo através do teste de Kolmogorov-Smirnov (ZAR, 1999). Para testar se houve diferença entre as taxas de eclosão dos ninhos postados nas praias do André e do Monte Cristo, utilizamos o teste de Kolmogorov-Smirnov (ZAR, 1999).

Para determinar o que influencia o sucesso reprodutivo de *P. expansa* no Médio Tapajós, construímos um modelo linear generalizado (NELDER; WEDDERBURN, 1972; FOSTER; BRAVINGTON, 2013) utilizando as variáveis preditoras dados biométricos das fêmeas e dos ovos, das medidas dos ninhos, do nível médio do rio Tapajós no período de outubro a janeiro, e granulometria do substrato e variável resposta taxas de eclosão. O período

de outubro a janeiro foi definido para obtenção do nível médio do rio Tapajós como fator ambiental por englobar os períodos de desova e início da eclosão de *P. expansa* na região, sendo, portanto, crítico para o seu sucesso reprodutivo. Utilizamos o software Statistica, versão 7 (STATSOFT, 2006), para realização dos procedimentos estatísticos, ao nível de significância de $\alpha < 0,05$ (ZAR, 1999).

2.3 RESULTADOS

Coletamos os dados biométricos de 144 fêmeas, sendo 30 em 2013, 17 em 2014, 41 em 2015, 26 em 2018 e 30 em 2019, bem como de seus respectivos ovos e ninhos. Os dados biométricos CMP, M, DO e ALT não apresentaram distribuição normal (Tabelas 2 e 3). As regressões log-log encontraram uma correlação significativamente positiva entre os dados biométricos das fêmeas e dados biométricos de seus respectivos ovos, mas não com as medidas dos ninhos (Tabelas 4, 5, 6, 7 e 8; Figuras 2, 3, 4, 5 e 6).

Tabela 2 – Estatística descritiva e testes de normalidade de dados biométricos e número de ovos postados por *P. expansa*, coletados em 2013, 2014, 2015, 2018 e 2019 no Médio Tapajós.

	CCC	CRC	LMC	CMP	M	NO
N	144	144	144	144	144	144
Mínimo	57,00	55,60	42,20	45,40	10,00	34,00
Máximo	79,40	76,60	59,90	77,40	43,00	149,00
Média	66,43	63,64	48,95	55,98	24,58	87,87
Erro Padrão	0,346	0,306	0,282	0,314	0,402	1,633
Variância	17,250	13,449	11,446	14,210	23,326	384,08
Desvio Padrão	4,153	3,667	3,383	3,770	4,830	19,59
Mediana	66,450	63,550	48,900	56,150	24,450	87,00
Coef. Variância	6,252	5,762	6,911	6,733	19,652	22,30
Shapiro-Wilk W	0,983	0,982	0,977	0,926	0,972	0,991
p (normalidade)	0,071	0,054	0,017	0,000	0,004	0,474

CCC: comprimento curvilíneo da carapaça; CRC: comprimento retilíneo da carapaça; LMC: largura máxima da carapaça; CMP: comprimento máximo do plastrão; M: massa; NO: número de ovos postados.

Fonte: Autores (2021).

Tabela 3 – Estatística descritiva e testes de normalidade de dados biométricos de ovos postados por *P. expansa* e das medidas dos respectivos ninhos, coletados nos anos de 2013, 2014, 2015, 2018 e 2019 no Médio Tapajós.

	DO	MO	MN	P1	P2	ALT
N	133	133	133	142	135	140
Mínimo	3,06	0,02	1,44	9,00	27,00	155,00
Máximo	4,37	0,05	6,25	71,00	92,00	1140,00
Média	4,01	0,04	3,36	41,45	59,76	508,87
Erro Padrão	0,018	0,000	0,073	1,063	1,026	25,730
Variância	0,041	0,000	0,710	160,604	141,988	92685,13
Desvio Padrão	0,203	0,005	0,842	12,673	11,916	304,442
Mediana	4,050	0,040	3,330	42,000	60,000	430,000
Coef. Variância	5,067	14,603	25,094	30,574	19,939	59,827
Shapiro-Wilk W	0,9411	0,6957	0,9885	0,9901	0,9961	0,8627
p (normalidade)	0,0000	0,0000	0,3352	0,4194	0,9760	0,0000

DO: diâmetro médio do ovo; MO: massa média do ovo; MN: massa total do ninho; P1: profundidade inicial; P2: profundidade final; ALT: altura em relação ao nível do rio.

Fonte: Autores (2021).

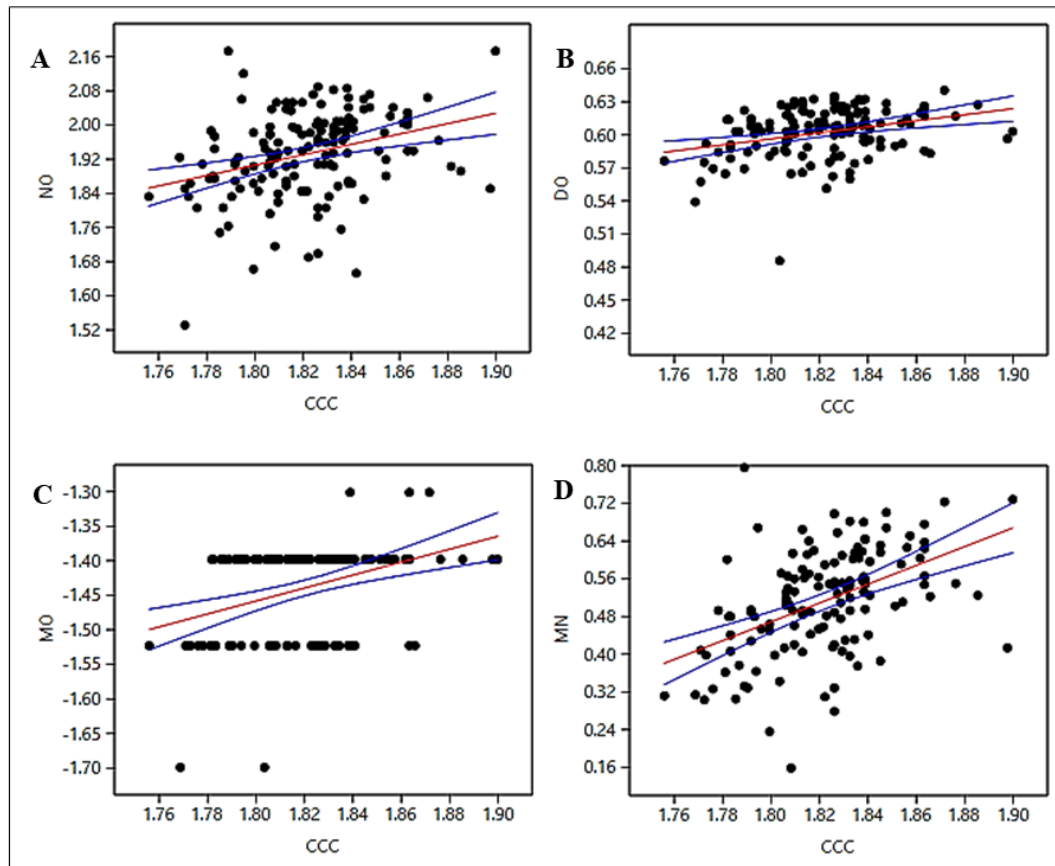
Tabela 4 – Relação entre comprimento curvilíneo da carapaça de fêmeas de *P. expansa* e dados biométricos de ovos e ninhos (N = 144).

X	Y	Inclinação α	Intercepto β	T	p	r ² (adj)
CCC	NO	1,2174	-0,28518	4,0338	0,00000	0,10281
	DO	0,27452	0,10225	3,892	0,00015	0,10365
	MO	0,93691	-3,1445	4,4758	0,00000	0,13264
	MN	1,9955	-3,1232	6,1715	0,00000	0,22525
	P1	0,20926	1,2114	0,41778	0,67675	0,001245
	P2	0,14725	1,4992	0,50105	0,61716	0,001884

CCC: comprimento curvilíneo da carapaça; DO: diâmetro médio do ovo; MO: massa média do ovo; MN: massa total do ninho; P1: profundidade inicial; P2: profundidade final; ALT: altura em relação ao nível do rio.

Fonte: Autores (2021).

Figura 2 – Relações entre variáveis dos ovos e comprimento curvilíneo da carapaça de *P. expansa* no Médio Tapajós.



Relação entre comprimento curvilíneo da carapaça e número de ovos (A), diâmetro médio do ovo (B), massa média do ovo (C) e massa total do ninho (D), e respectivos intervalos de confiança (95%) (n = 144).

Fonte: Autores (2021).

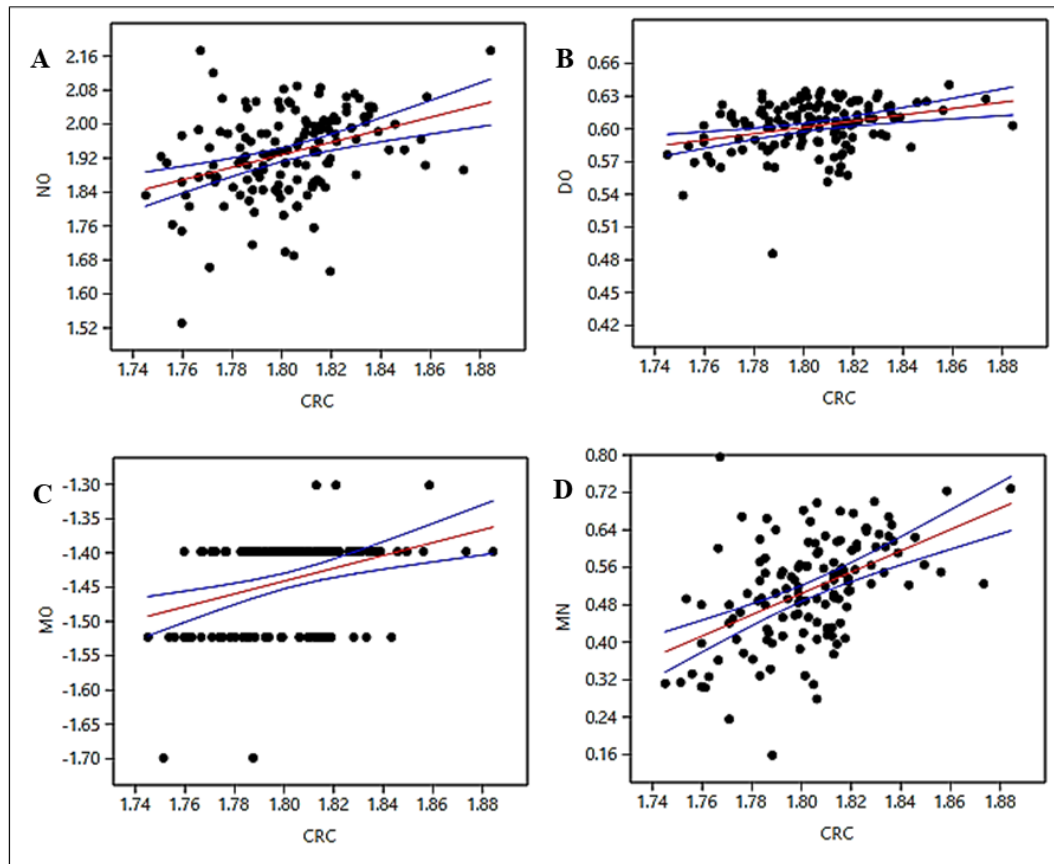
Tabela 5 – Relação entre comprimento retilíneo da carapaça de fêmeas de *P. expansa* e dados biométricos de ovos e ninhos (N = 144).

X	Y	Inclinação α	Intercepto β	T	p	r^2 (adj)
CRC	NO	1,4726	-0,72267	4,5629	0,00000	0,12787
	DO	0,28816	0,082672	3,7511	0,000263	0,096993
	MO	0,93349	-3,1212	4,0612	0,00000	0,11183
	MN	2,2777	-3,5954	6,5944	0,00000	0,24922
	P1	1,0085	-0,22613	1,882	0,06190	0,024676
	P2	0,44477	0,96546	1,4013	0,16345	0,014549

CRC: comprimento retilíneo da carapaça; DO: diâmetro médio do ovo; MO: massa média do ovo; MN: massa total do ninho; P1: profundidade inicial; P2: profundidade final; ALT: altura em relação ao nível do rio.

Fonte: Autores (2021).

Figura 3 – Relações entre variáveis dos ovos e comprimento retilíneo da carapaça de *P. expansa* no Médio Tapajós.



Relação entre comprimento retilíneo da carapaça e número de ovos (A), diâmetro médio do ovo (B), massa média do ovo (C) e massa total do ninho (D), e respectivos intervalos de confiança (95%) (n = 144).

Fonte: Autores (2021).

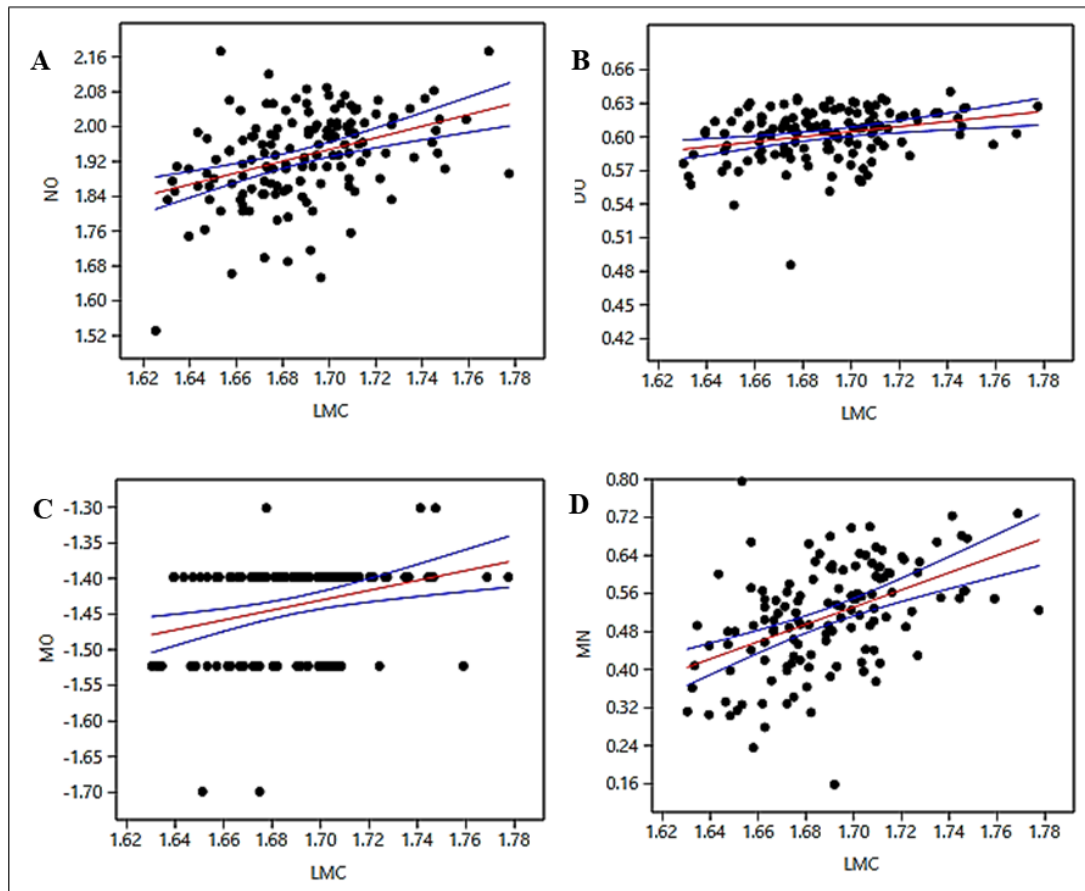
Tabela 6 – Relação entre largura máxima da carapaça de fêmeas de *P. expansa* e dados biométricos de ovos e ninhos (N = 144).

X	Y	Inclinação α	Intercepto β	T	p	r^2 (adj)
	NO	1,3372	-0,32573	5,0101	0,00000	0,15021
	DO	0,22706	0,21875	3,52	0,000594	0,08641
LMC	MO	0,69502	-2,6119	3,5763	0,000489	0,088949
	MN	1,8159	-2,5556	6,2078	0,00000	0,22731
	P1	0,616	0,5521	1,3578	0,17672	0,012997
	P2	0,49543	0,93066	1,8897	0,060971	0,026148

LMC: largura máxima da carapaça; DO: diâmetro médio do ovo; MO: massa média do ovo; MN: massa total do ninho; P1: profundidade inicial; P2: profundidade final; ALT: altura em relação ao nível do rio.

Fonte: Autores (2021).

Figura 4 – Relações entre variáveis dos ovos e largura máxima da carapaça de *P. expansa* no Médio Tapajós.



Relação entre largura máxima da carapaça e número de ovos (A), diâmetro médio do ovo (B), massa média do ovo (C) e massa total do ninho (D), e respectivos intervalos de confiança (95%) (n = 144).
Fonte: Autores (2021).

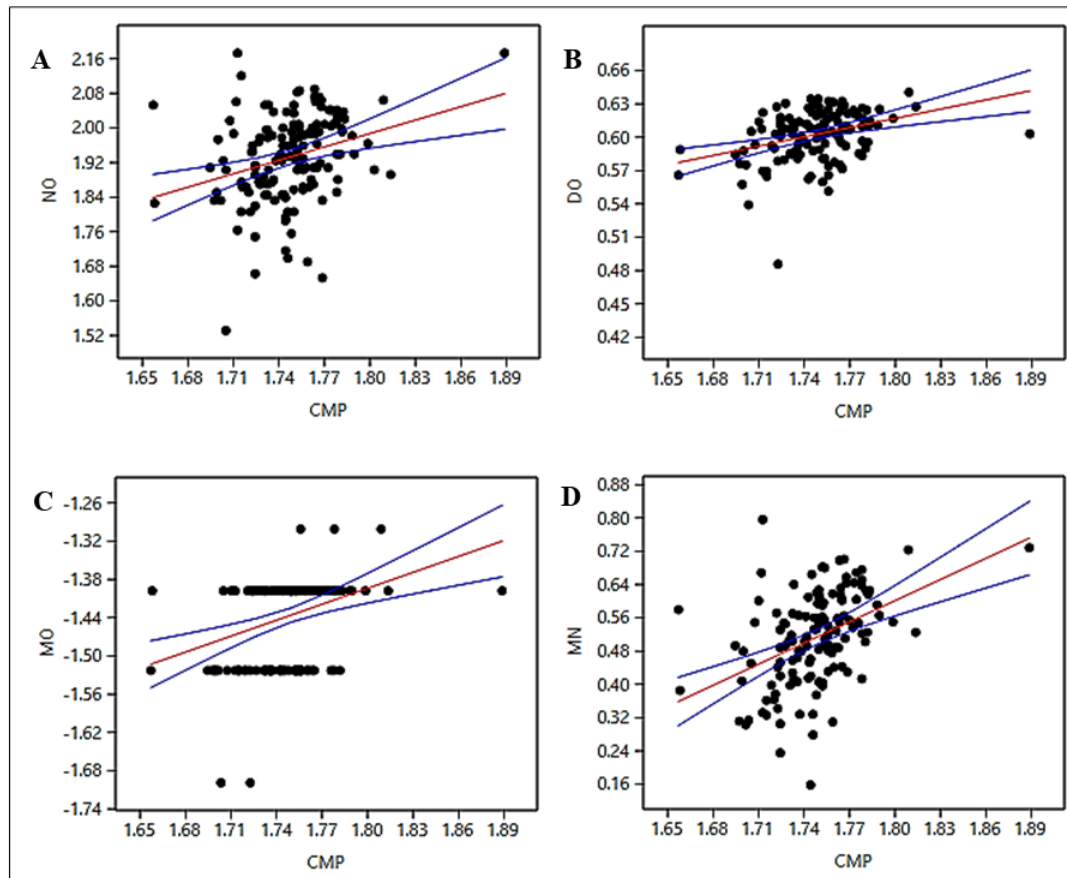
Tabela 7 – Relação entre comprimento máximo do plastrão de fêmeas de *P. expansa* e dados biométricos de ovos e ninhos (N = 144).

X	Y	Inclinação α	Intercepto β	T	p	r^2 (adj)
CMP	NO	1,0348	0,12448	3,6058	0,00043	0,083881
	DO	0,27815	0,11631	4,2678	0,00000	0,12207
	MO	0,83374	-2,8947	4,2364	0,00000	0,1205
	MN	1,6934	-2,447	5,4727	0,00000	0,18609
	P1	0,76333	0,25882	1,6441	0,1024	0,018942
	P2	0,49789	0,89752	1,8237	0,07044	0,024397

CMP: comprimento máximo do plastrão; DO: diâmetro médio do ovo; MO: massa média do ovo; MN: massa total do ninho; P1: profundidade inicial; P2: profundidade final; ALT: altura em relação ao nível do rio.

Fonte: Autores (2021).

Figura 5 – Relações entre variáveis dos ovos e comprimento máximo do plastrão de *P. expansa* no Médio Tapajós.



Relação entre comprimento máximo do plastrão e número de ovos (A), diâmetro médio do ovo (B), massa média do ovo (C) e massa total do ninho (D), e respectivos intervalos de confiança (95%) (n = 144).
Fonte: Autores (2021).

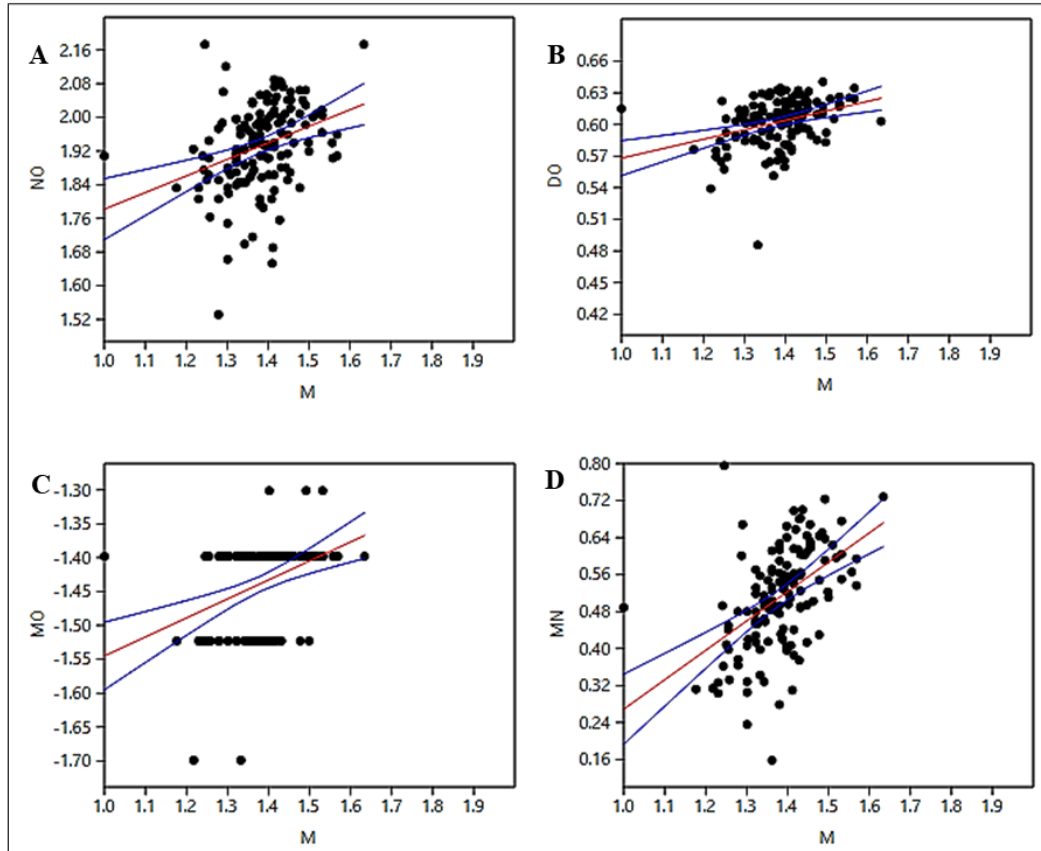
Tabela 8 – Relação entre massa de fêmeas de *P. expansa* e dados biométricos de ovos e ninhos (N = 144).

X	Y	Inclinação α	Intercepto β	T	p	r^2 (adj)
M	NO	0,39372	1,3883	4,2037	0,00000	0,11067
	DO	0,089634	0,47845	4,1809	0,00000	0,11773
	MO	0,28064	-1,8257	4,3613	0,00000	0,12679
	MN	0,63626	-0,36737	6,5018	0,00000	0,24397
	P1	0,021609	1,5628	0,13955	0,88921	0,000139
	P2	0,022499	1,7363	0,24739	0,80499	0,00046

M: massa; DO: diâmetro médio do ovo; MO: massa média do ovo; MN: massa total do ninho; P1: profundidade inicial; P2: profundidade final; ALT: altura em relação ao nível do rio.

Fonte: Autores (2021).

Figura 6 – Relações entre variáveis dos ovos e massa de *P. expansa* no Médio Tapajós.



Relação entre massa da fêmea e número de ovos (A), diâmetro médio do ovo (B), massa média do ovo (C) e massa total do ninho (D), e respectivos intervalos de confiança (95%) (n = 144).
Fonte: Autores (2021).

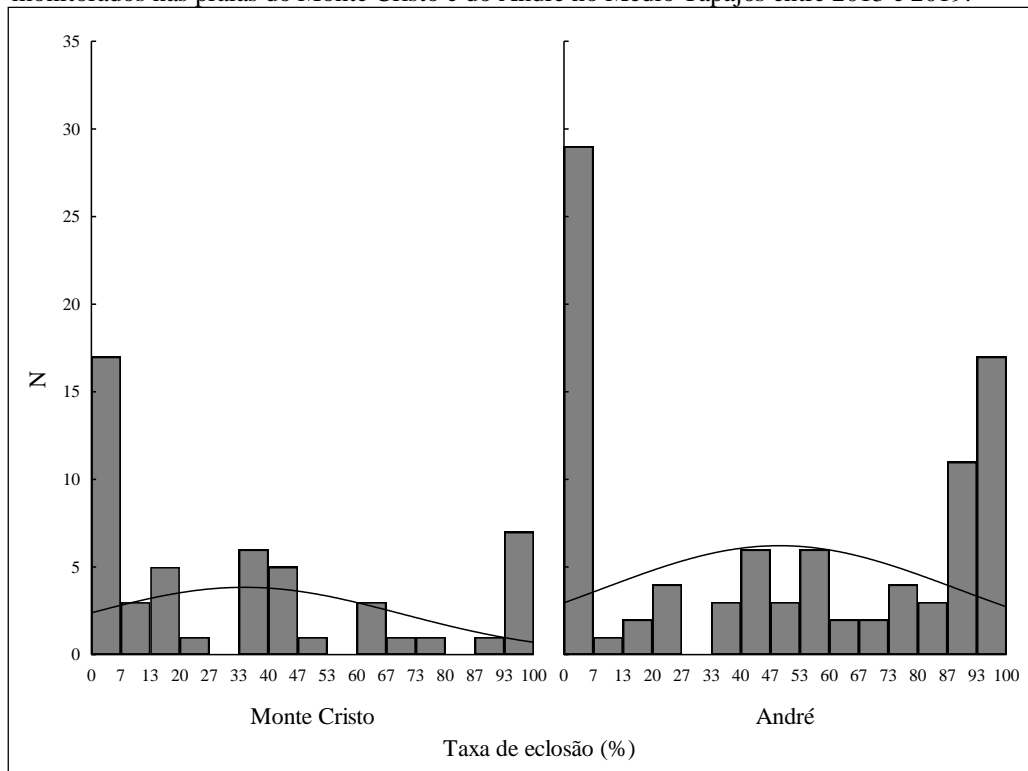
Em 2018, foram coletadas 26 amostras do substrato, sendo 18 da praia do André e oito na praia de Monte Cristo. Apenas a porção de areia grossa de maior granulometria não diferiu significativamente entre as praias do André e Monte Cristo. O substrato da praia do André se caracterizou pelo predomínio de areia de classe granulométrica de diâmetro de $0,25 \mu^m$ ($0,00025 \text{ mm}$), enquanto o substrato da praia do Monte Cristo se caracterizou pelo predomínio de areia fina, com granulometria de classe de diâmetro $0,125 \mu^m$ ($0,000125 \text{ mm}$) (Tabela 9). O período médio entre desova e eclosão dos ninhos monitorados foi de 55 dias em 2013, 45 dias em 2014 e 2015, 51 dias em 2018 e 63 dias em 2019. A taxa de eclosão dos ninhos monitorados na praia do André foi significativamente maior que a dos ninhos monitorados na praia do Monte Cristo (N André = 93; N Monte Cristo = 51; D = 0,20749; p = 0,025; p Monte Carlo = 0,0387), ou seja, na praia cujo predomínio é de substrato com predomínio de areia de granulometria grossa (Figura 7).

Tabela 9 – Comparação das classes granulométricas das amostras de substrato coletadas nas praias do André (N=18) e do Monte Cristo (N=8) no Médio Tapajós.

Granulometria	Média André	Média Monte Cristo	DP André	DP Monte Cristo	P
2 μ^m (0,002 mm)	2,489	5,450	1,360	6,115	0,050
1 μ^m (0,001 mm)	7,957	3,001	4,271	2,164	0,005
0,5 μ^m (0,0005 mm)	28,203	4,009	10,425	1,042	0,001
0,25 μ^m (0,00025 mm)	197,350	86,381	38,338	33,590	0,001
0,125 μ^m (0,000125 mm)	97,828	230,373	40,755	38,635	0,001
0,063 μ^m (0,000063 mm)	2,408	10,915	1,496	3,861	0,001

Fonte: Autores (2021).

Figura 7 – Histogramas com ajuste de curva de normalidade das taxas de eclosão dos ninhos monitorados nas praias do Monte Cristo e do André no Médio Tapajós entre 2013 e 2019.



Praia do Monte Cristo (N = 51); praia do André (N = 93).

Fonte: Autores (2021).

Como a taxa de eclosão apresentou distribuição de Poisson, o modelo linear generalizado foi construído como função de ligação logarítmica, a fim de associar os valores esperados da variável resposta aos preditores lineares (FOSTER; BRAVINGTON, 2013).

Optamos por construir o modelo utilizando apenas fatores biológicos CRC, NO, P1, P2 e ALT. CRC foi selecionado por apresentar maior inclinação α nos testes de regressão em relação à biometria dos ovos. NO foi selecionado por ser o fator diretamente relacionado à taxa de eclosão. P1, P2 e ALT foram selecionados por localizar os ninhos monitorados nos gradientes de altura em relação ao fator ambiental nível médio do rio Tapajós.

Os fatores ambientais que compuseram o modelo foram o nível médio do rio Tapajós no período que abrange a desova até início da eclosão de *P. expansa* e as classes granulométricas areia grossa ($0,25 \mu^m$) e areia fina ($0,125 \mu^m$), predominantes nas amostras de substrato da praia do André e da praia do Monte Cristo, respectivamente. O modelo linear excluiu os fatores NO e P2, através do processo de seleção regressiva. CRC apresentou correlação significativamente positiva e alta verossimilhança com a taxa de eclosão. P1 e ALT apresentaram correlação significativamente positiva com a taxa de eclosão, sendo que P1 apresentou baixa verossimilhança e ALT apresentou alta verossimilhança. O nível médio do rio Tapajós apresentou correlação significativamente negativa com a taxa de eclosão, o mesmo ocorrendo com substrato com predominância de areia fina, enquanto que substrato com predominância de areia grossa apresentou correlação significativamente positiva com a taxa de eclosão. O nível médio do rio Tapajós apresentou baixa verossimilhança e as classes granulométricas do substrato apresentaram alta verossimilhança (Tabela 10).

Tabela 10 – Modelo linear generalizado representando a influência dos fatores biométricos, características dos ninhos monitorados, do nível do rio Tapajós e da granulometria do substrato sobre a taxa de eclosão de *P. expansa* nos períodos reprodutivos de 2013, 2014, 2015, 2018 e 2019 (N = 129).

Fator	Estimativa	Erro Padrão	Estatística Wald	P
Interceptação	1,617649	0,290735	30,9580	0,000000
CRC	0,036831	0,004305	73,1915	0,000000
NO	0,000577	0,000843	0,4687	0,493582
P1	0,008568	0,001545	30,7564	0,000000
P2	-0,003208	0,001702	3,5544	0,059386
ALT	0,000912	0,000090	103,0019	0,000000
Nível do rio Tapajós	-0,001754	0,000537	10,6799	0,001083
Areia grossa $0,25 \mu^m$	0,003883	0,000387	100,7397	0,000000

Areia fina 0,125 μ^m	-0,003251	0,000324	100,7397	0,000000
--------------------------	-----------	----------	----------	----------

Fonte: Autores (2021).

2.4 DISCUSSÃO

Segundo Vanzolini (2003), nenhum evento de eclosão de *Podocnemis* spp. terá um sucesso reprodutivo perfeito, pois a mortalidade de ninhos pode ser causada por fatores intrínsecos, relacionados a falhas de fertilização ou outros tipos de inviabilidade de desenvolvimento embrionário, predação ou afogamento em decorrência de alagamento. Além destes fatores, em grandes populações de *P. expansa* a nidificação ocorre agregadamente, e a perda de ovos pela remoção de ninhos pré-existentes por outras fêmeas em processo de nidificação pode ser alta (PANTOJA-LIMA et al., 2009; MIORANDO et al., 2019), porém este último fator foi neutralizado pela metodologia aplicada neste estudo.

O tempo médio entre desova e eclosão dos ninhos de *P. expansa* no Médio Tapajós variou entre 45 e 63 dias. Esta variação foi proporcional ao regime hídrico ocorrido nos anos monitorados por este estudo, influenciado também pela pluviosidade do período. Nos períodos reprodutivos em que o nível do rio Tapajós foi alto, o tempo de maturação dos ovos foi mais longo, o contrário ocorrendo nos períodos reprodutivos em que o nível do rio foi baixo. Resultados semelhantes foram observados no rio Trombetas (ALHO; PÁDUA, 1982b; PÁDUA; ALHO, 1984) e Araguaia (FERREIRA JÚNIOR; CASTRO, 2005).

No estudo realizado no rio Trombetas, Alho e Pádua (1982) determinaram que fêmeas de *P. expansa* atingem a maturidade sexual com 50 cm de CRC. No Médio Tapajós, a menor fêmea de *P. expansa* encontrada desovando apresentou 55,6 cm de CRC, e a população amostrada apresentou médias de CRC igual a 63,64 cm, CCC igual a 66,43 cm, LMC igual a 48,95 cm e CMP igual a 55,98 cm. Cantarelli (2006) encontrou médias semelhantes de CRC, sendo 64,04 cm no rio Araguaia, 68,52 cm no rio Branco e 66,96 cm no rio Trombetas, enquanto que as fêmeas do rio Javaés apresentaram média superior, de 71,9 cm (PORTELINHA et al., 2013). No rio Araguaia, o CMP apresentou média de 52,95 cm, no rio Branco foi de 57,96 cm e no rio Trombetas foi de 56,24 (CANTARELLI, 2006), semelhantes às médias deste estudo. Em relação a LMC, Cantarelli (2006) encontrou médias de 47,05 cm no rio Araguaia, 54,19 cm no rio Branco e 51,45 cm no rio Trombetas, estas duas últimas superiores à média do Tapajós. No Médio Tapajós a massa média das fêmeas foi de 24,58 kg, semelhante à média do rio Araguaia, de 24,9 kg, porém menor que as médias do rio Branco, de 32,25 kg, do rio Trombetas, de 28 kg (CANTARELLI, 2006), e do rio Javaés, de 29,1 kg (PORTELINHA et al., 2013). O número médio de ovos de *P. expansa* postados por ninho no Médio Tapajós foi de 87,87,

resultado semelhante ao encontrado no rio Trombetas, de 91,5 (ALHO; PÁDUA 1982a), e ligeiramente menor que as médias encontradas no rio Caquetá (VON HILDEBRAND; SAENZ; PEHUELA, 1988; VALENZUELA, 2001b), nos rios Araguaia e Crixás-açu (BONACH; PIÑA; VERDADE, 2006) e no rio Javaés (PORTELINHA et al., 2013), que variaram entre 103 e 105 ovos por ninho. As similaridades e diferenças relacionadas a formato da carapaça das populações estudadas são adaptações fenotípicas ao ambiente em que são encontradas, conforme observado em populações de *P. unifilis* (MIORANDO; GIARRIZZO; PEZZUTI, 2015), observando que estas populações também apresentam diferenciação genética, adquirida ao longo de gerações de sua história evolutiva em decorrência do isolamento pela distância geográfica (PEARSE et al., 2006). Considerando que o formato da carapaça está relacionado à massa da fêmea, é possível que ocorra uma diferença de massa da ninhada ou do número de ovos postados. Devemos considerar também que o investimento no número de ovos postados ou na massa individual de ovos pode ser reflexo da estratégia reprodutiva das populações de *P. expansa* para determinada série de períodos reprodutivos. Esta alocação de investimento reprodutivo pode ocorrer devido à oferta de alimentos disponível nos períodos de cheia, quando as populações de *P. expansa* migram para áreas de alimentação, influenciadas pelo nível das planícies de inundação, que por sua vez determina quais territórios são possíveis de serem acessados, ou pelo grau de degradação das áreas de alimentação (IVERSON; LINDEMAN; LOVICH, 2019).

No Médio Tapajós, P2 apresentou média de 59,76 cm, uma amplitude maior que dos ninhos de *P. expansa* monitorados nos rios Araguaia e Crixás, que variaram entre 37,5 e 83 cm (BONACH; PIÑA; VERDADE, 2006) e do rio Javaés, que variou entre 53,7 e 64,8 cm (FERREIRA JÚNIOR; CASTRO; CASTRO, 2007) e posteriormente entre 46 e 101 cm (PORTELINHA et al., 2013). Ferreira Júnior e Castro (2006) sugeriram que tais diferenças ocorrem devido às características das praias utilizadas para desova, tais como altura em relação ao nível do rio e granulometria do substrato. No entanto, tais diferenças podem se dever também à metodologia que diferentes pesquisadores aplicaram em seus estudos de alometria reprodutiva. Este enviesamento de dados estão relacionados à amplitude de tamanho das fêmeas selecionadas para o estabelecimento de relações alométricas reprodutivas e a procedimentos de medição de profundidade de ninho adotados, mais especificamente na determinação do perfil da superfície da praia ao redor do ninho, visto que as fêmeas de *P. expansa* depositam grandes quantidades de areia ao redor do ninho no processo de escavação.

Nossos resultados apontaram alta correlação positiva entre a biometria das fêmeas e seus ovos, caracterizando a ocorrência de relações alométricas reprodutivas para a população

de *P. expansa* no Médio Tapajós. Valenzuela (2001b) e Portelinha et al. (2013) também encontraram resultados semelhantes, exceto para tamanho e massa médios de ovos. No entanto, Portelinha et al. (2013) observaram que fêmeas maiores postam ovos mais pesados, apesar não terem encontrado significância nesta relação. A teoria do tamanho ideal do ovo prevê que o aumento no investimento energético em reprodução reflete na quantidade de ovos postados em detrimento do tamanho individual do ovo (SMITH; FRETWELL, 1974; BROCKELMAN, 1975). As relações alométricas reprodutivas estabelecidas neste estudo, portanto, contradizem esta teoria, afirmação que se sustenta no estudo analítico de metadados de alometria reprodutiva de quelônios realizado por Iverson, Lindeman e Lovich (2019). Como exemplo, este grupo de pesquisadores reanalisaram os dados de Portelinha et al. (2013) log-transformados. Os testes de regressão log-log resultaram no estabelecimento de relações alométricas positivas entre tamanho da fêmea de *P. expansa* e massa média dos ovos, que foi observada originalmente por Portelinha et al. (2013), mas não encontraram significância ao testarem essas relações com regressão linear simples. Tais resultados sustentam a tese de que populações de quelônios apresentam relações hipoalométricas entre comprimento da carapaça e quantidade, massa e tamanho médios dos ovos, com inclinação α igual ou inferior a 2,0 (IVERSON; LINDEMAN; LOVICH, 2019).

O modelo linear generalizado demonstrou que tanto fatores biológicos como ambientais influenciaram no sucesso reprodutivo de *P. expansa* no Médio Tapajós, observando que as taxas de eclosão dos ninhos de *P. expansa* monitorados nas praias do André e do Monte Cristo diferiram significativamente entre si. Tais relações foram causadas tanto por diferenças de granulometria do substrato, que é um fator constante ao longo dos anos, como pela diferença de altura das praias em relação ao nível do rio, que variou entre períodos reprodutivos e acarreta em maior suscetibilidade de alagamento de ninhos postados na praia do André, mais baixa que a do Monte Cristo.

De acordo com o modelo, CRC correlacionou com a taxa de eclosão dos ninhos monitorados, influenciando positivamente no seu sucesso reprodutivo, resultado diferente de Portelinha et al. (2013), que não estabeleceram esta relação. Bonach, Piña e Verdade (2006) encontraram significativa relação positiva entre massa média do ovo e sucesso de eclosão, porém não incluímos esta variável no modelo, pois o teste de regressão log-log apresentou significativa relação entre comprimento retilíneo da carapaça e massa média do ovo. Em relação às características dos ninhos, P1 correlacionou positivamente com a taxa de eclosão, enquanto que P2 não. Resultados semelhantes em relação a P2 foram observados nos rios Crixás-Açu e Araguaia (BONACH; PIÑA; VERDADE, 2006) e Javaés (PORTELINHA et al., 2013). P1 e

P2 de ninhos de *P. expansa* podem não ser fatores diretamente responsáveis pelo sucesso reprodutivo, porém correlacionam-se significativamente com outras variáveis que influenciam no desenvolvimento embrionário, tais como temperatura, umidade e granulometria do substrato (FERREIRA JÚNIOR; CASTRO; CASTRO, 2007), além da probabilidade de predação e também da coleta ilegal, riscos existentes no Tabuleiro do Monte Cristo. Níveis muito elevados de umidade reduzem o sucesso de eclosão, pois este fator ambiental interfere nas trocas gasosas entre ovos e atmosfera do interior do ninho, devido à saturação deste microambiente, conforme observado em diferentes espécies de quelônios aquáticos que desovam próximos a corpos hídricos (PLUMMER, 1976; RATTERMAN; ACKERMAN, 1989; RIMKUS; HRUSKA; ACKERMAN, 2002). No caso de quelônios de água doce na Amazônia, este fator pode se agravar com a ocorrência de fortes chuvas durante o período de incubação, que tendem a encharcar o solo e alagar ninhos de menor profundidade inicial, localizados mais próximos à superfície. Assim, em decorrência da posição do ovo no ninho determinar as taxas de trocas de gás e a umidade (FERREIRA JÚNIOR, 2009), ovos localizados mais externamente e no fundo do ninho são mais propensos ao alagamento que os localizados próximos à superfície e no interior do ninho, e, dependendo da intensidade e periodicidade das chuvas durante o período de incubação, esses ninhos podem ser perdidos parcial ou totalmente.

No Médio Tapajós, encontramos significativa correlação positiva entre granulometria do substrato e taxa de eclosão de ninhos de *P. expansa*. No entanto, Ferreira Júnior e Castro (2006) encontraram resultado inverso no rio Javaés, registrando maiores taxas de eclosão de *P. expansa* em praias com granulometria do substrato mais fina que em praias com granulometria mais grossa. Esta inversão de resultados ocorreu devido à diferença de composição granulométrica entre os sítios reprodutivos amostrados nos rios Araguaia e Tapajós. No rio Araguaia, as praias utilizadas por *P. expansa* para nidificação apresentaram substratos com predominância de granulometria mais grossa que as praias do André e do Monte Cristo. A diferença de granulometria do substrato entre as praias do André e do Monte Cristo decorre da dinâmica hidrológica do rio Tapajós no período de cheia, relacionada à capacidade de carreamento e deposição de sedimentos e à conformação da vegetação da ilha onde estão localizadas as praias, conforme é possível visualizar no mapa da área de estudo. Segundo Perucca, Camporeale e Ridolfi (2007), a formação de barras arenosas ocorre pela correlação inversamente proporcional entre a biomassa da vegetação ripária e erosão das margens. Dessa forma, no trecho da praia do André, as partículas de solo mais finas são carreadas mais facilmente, pois a correnteza não enfrenta a proteção natural da vegetação, o contrário ocorrendo na praia do Monte Cristo, onde as partículas de sedimento se mantêm, refletindo não

só na diferença de granulometria do substrato, mas também na diferença de altura entre as praias.

Altura do ninho em relação ao nível do rio também correlacionou positivamente com a taxa de eclosão de *P. expansa*, semelhante aos resultados encontrados por Pantoja-Lima et al. (2009) e Ferreira Júnior e Castro (2010). A estratégia de *P. expansa* em nidificar em locais mais altos dos sítios reprodutivos foi observada em outros estudos, estando intrinsecamente relacionadas ao nível do rio durante o período de desova e visando aumentar suas chances de sucesso reprodutivo ao evitar o alagamento que ocorre nos locais mais baixos das praias e bancos de areia (FERREIRA JÚNIOR; CASTRO, 2003; 2005; FERREIRA JÚNIOR, 2009). A mesma estratégia também foi observada para *P. sextuberculata* (PEZZUTI; VOGT, 1999) e *P. unifilis* (PIGNATI et al., 2013). Dessa forma, é indispensável analisar ALT em associação com o próprio nível do rio, pois para quelônios de água doce que desovam nas margens dos corpos hídricos, uma das principais causas da perda natural de ninhos é o alagamento decorrente de cheias prematuras, que atingem os ninhos antes da eclosão dos ovos (FERREIRA JÚNIOR, 2009). Esse fator pode ser particularmente agravado com a ocorrência de repiquetes, que são aumentos repentinos do nível do rio capazes de comprometer todos os ninhos de um determinado sítio reprodutivo que não seja elevado o suficiente, como registrado por Alho e Pádua (1982) e Von Hildebrand, Saenz e Pehuela (1988). Em anos em que o nível do rio Tapajós se tornou fator limitante para o sucesso reprodutivo de *P. expansa*, a probabilidade de um ninho postado na praia do André ter sido alagado foi consideravelmente maior que no Monte Cristo, devido à diferença de cerca de dois metros de altura entre elas, acarretando na perda total dos ninhos postados mais próximos ao nível do rio, ou mesmo de todos os ninhos, como ocorrido no período reprodutivo de 2018. No entanto, em anos em que o nível do rio não representou ameaça de alagamento aos ninhos postados, o sucesso reprodutivo de *P. expansa* foi consideravelmente maior na praia do André, que apresentou taxas de eclosão frequentemente próximas a 100%, em relação às taxas de eclosão de ninhos postado na praia do Monte Cristo, como foi o caso do período reprodutivo de 2015.

Segundo Iverson, Lindeman e Lovich (2019), quelônios geralmente tendem a não maximizar seu investimento energético em reprodução em curto prazo, a fim de aumentá-lo em longo prazo. Portanto, é necessário monitorar continuamente diferentes populações naturais, visando identificar alterações nas relações alométricas reprodutivas daquelas suscetíveis a variações ambientais severas e comparar com as que vivem em ambientes mais previsíveis, através de análises de metadados. No caso da população de *P. expansa* no Médio Tapajós, o monitoramento reprodutivo contínuo também identificará a plasticidade das relações

alométricas entre fêmeas e ovos, considerando a tendência de aumento do tamanho médio das fêmeas adultas no decorrer dos anos. Para fins de ampliação das ações de conservação de *P. expansa*, é necessário que o PQA avalie potenciais locais de desova de na calha do rio Tapajós, mais precisamente a ocorrência de praias com granulometria, área e altura favoráveis que possibilitem a indução da desova com a finalidade de aumentar o número de sítios reprodutivos da espécie na região. Em paralelo, sugerimos verificar a viabilidade de promover o alteamento da praia do André em caráter experimental, a fim de aumentar o potencial reprodutivo de *P. expansa* no tabuleiro do Monte Cristo.

2.5 CONCLUSÃO

Para *P. expansa*, a granulometria do substrato e nível médio do rio no período reprodutivo são fatores ambientais que exerceram influência no seu sucesso reprodutivo, assim como seu tamanho corpóreo e altura do ninho em relação ao nível do rio. No entanto este fator é uma estratégia adotada por *P. expansa* que precisa ser estudado em associação a métodos de estimativa de perdas de ninho em decorrência da desova agregada, a fim de incluir este fator em futuras análises de sucesso reprodutivo. Considerando que a granulometria do solo exerce influência na troca gasosa entre ovo e atmosfera interna do ninho, temperatura de incubação e retenção de umidade, é necessário a inclusão do registro da temperatura e umidade de incubação dos ninhos monitorados no protocolo de monitoramento reprodutivo do PQA, ou que sejam realizados estudos futuros com esse objetivo.

REFERÊNCIAS

- ALHO, C. J. R.; PÁDUA, L. F. M. Reproductive parameters and nesting behavior of the Amazon turtle *Podocnemis expansa* (Testudinata: Pelomedusidae) in Brazil. **Canadian Journal of Zoology**, v. 60, n. 1, p. 97-103. 1982a.
- ALHO, C. J. R.; PÁDUA, L. F. M. Sincronia entre o regime de vazante do rio e o comportamento de nidificação de tartaruga de Amazônia *Podocnemis expansa* (Testudinata: Pelomedusidae). **Acta Amazônica**, v. 12, p. 323-326. 1982b.
- ALHO, C. J. R.; DANNI, T. M. S.; PÁDUA, L. F. M. Influência da temperatura da incubação na determinação do sexo da tartaruga da Amazônia *Podocnemis expansa* (Testudinata: Pelomedusidae). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 44, n. 3, p. 305-311. 1984.
- ALHO, C. J. R.; DANNI, T. M. S.; PÁDUA, L. F. M. Temperature-dependent sex determination in *Podocnemis expansa* (Testudinata: Pelomedusidae). **Biotropica**, v. 17, n. 1, p. 75-78. 1985.

ALVES JÚNIOR J.; LUSTOSA, A.; BOSSO, A.; BALESTRA, R. A. M.; BASTOS, L.; MIRANDA L.; SANTOS, A. Reproductive indices in natural nests of giant Amazon river turtles *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) (Testudines, Podocnemididae) in the Environmental Protection Area Meanders of the Araguaia river. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 1, p. 199-203. 2012.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. HidroWeb, Sistema de Informações Hidrológicas. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb>, acesso em 28 de maio de 2021.

BERNHARD, R.; LIMA, M. A.; BALESTRA, R. A. M.; FERRARA, C. R.; BERNARDES, V. C. D.; LUSTOSA, A. P. G. Monitoramento da nidificação e manejo de ovos de quelônios amazônicos. **Manejo conservacionista e monitoramento populacional de quelônios amazônicos**. Ed. Ibama, Brasília, Brasil, p. 11-14. 2016.

BONACH, K.; PIÑA, C. I.; VERDADE, L. M. Allometry of reproduction of *Podocnemis expansa* in Southern Amazon basin. **Amphibia-Reptilia**, v. 27, n. 1, p. 55–61. 2006.

BONACH, K.; LEWINGER, J. F.; SILVA, A. P.; VERDADE, L. M. Physical Characteristics of Giant Amazon Turtle (*Podocnemis expansa*) Nests. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 6, n. 2, p. 252-255. 2007.

BROCKELMAN, W. Y. Competition, the fitness of offspring, and optimal clutch size. **American Naturalist**, v. 109, n. 970, p. 667-699. 1975.

CANTARELLI, V. H. **Alometria reprodutiva da tartaruga-da-Amazônia (*Podocnemis expansa*): bases biológicas para o manejo**. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo – USP, Brasil. 2006.

CARNEIRO, C. C.; PEZZUTI, J. C. B. *Podocnemis expansa* post-reproductive migration. **Herpetological Review**, v. 46, p. 244-245. 2015.

CARVALHO, J. O. P.; SILVA, J. N. M.; LOPES, J. C. A. Growth rate of a terra firme rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 2, p. 209-217. 2004.

DANNI, T. M. S.; ALHO, C. J. R. Estudo histológico da diferenciação sexual em tartarugas recém eclodidas (*Podocnemis expansa*, Pelomedusidae). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 45, n. 3, p. 365-368. 1985.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de Solo**. pp. 212, Rio de Janeiro, Brasil, 1997.

FARELLA, N.; LUCOTTE, M.; LOUCHOUARN, P.; ROULET, M. Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajós, Brazilian Amazon. **Organic Geochemistry**, v. 32, n. 12, p. 1443-1458. 2001.

FERRARA, C. R.; SCHNEIDER, L.; VOGT, R. C. Natural history notes: *Podocnemis expansa* (pre-nesting basking behavior). **Herpetological Review**, v. 41, n. 1, p. 72. 2010.

FERRARA, C. R.; FAGUNDES, K. F.; OCARTTY, T. Q.; VOGT, R. C. **Quelônios Amazônicos: Guia de identificação e distribuição**. Ed. Wildlife Conservation Society, Manaus, Brasil, pp. 122. 2017.

FERREIRA JÚNIOR, P. D.; CASTRO, P. D. T. A. Geological control of *Podocnemis expansa* and *Podocnemis unifilis* nesting areas in Rio Javaés, Bananal Island, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 33, p. 445-468. 2003.

FERREIRA JÚNIOR, P. D.; CASTRO, P. D. T. A. Nest placement of the giant Amazon river turtle, *Podocnemis expansa*, in the Araguaia River, Goiás State, Brazil. **Ambio**, p. 212-217. 2005.

FERREIRA JÚNIOR, P. D.; CASTRO, P. T. A. Thermal Environment Characteristics of *Podocnemis expansa* and *Podocnemis unifilis* Nesting Areas on the Javaés River, Tocantins, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**. v. 5, n. 1, p. 102-107. 2006.

FERREIRA JÚNIOR, P. D.; CASTRO, A. Z.; CASTRO, P. T. A. The importance of nidification environment in the *Podocnemis expansa* and *Podocnemis unifilis* phenotypes (Testudines: Podocnemididae). **South American Journal of Herpetology**, v. 2, n. 1, p. 39-46. 2007.

FERREIRA JÚNIOR, P. D. Efeitos de fatores ambientais na reprodução de tartarugas. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 2, p. 319-334. 2009.

FERREIRA JÚNIOR, P. D.; CASTRO, P. T. A. Nesting ecology of *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) and *Podocnemis unifilis* (Troschel, 1848) (Testudines, Podocnemididae) in the Javaés River, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 1, p. 85-94. 2010.

FOLK, R. L. **Petrology of sedimentary rocks**. Ed. Hemphill Publishing Company. Austin, EUA, pp. 182. 1974.

FOSTER, S. D.; BRAVINGTON, M. V. A Poisson–Gamma model for analysis of ecological non-negative continuous data. **Environmental and ecological statistics**, v. 20, n. 4, p. 533-552. 2013.

IVERSON, J. B. **A Checklist with Distribution Maps of the Turtles of the World**. Privately printed, Richmond, Indiana, EUA, pp. 363. 1986.

IVERSON, J. B.; LINDEMAN, P. V.; LOVICH, J. E. Understanding reproductive allometry in turtles: A slippery “slope”. **Ecology and evolution**, v. 9, n. 20, p. 11891-11903. 2019.

MIORANDO, P. S.; GIARRIZZO, T.; PEZZUTI, J. C. B. Population structure and allometry of *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) in a protected area upstream Belo Monte dam in Xingu River, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 4, p. 2067-2079. 2015.

MIORANDO, P. S.; LACAVALA, R. V. L.; FONSECA, R. A. First Report of Female Giant South American River Turtles (*Podocnemis expansa*) Being Buried Alive During Nesting. **Chelonian Conservation and Biology**, 18: p. 82–85. 2019.

NELDER, J. A.; WEDDERBURN, R. W. Generalized linear models. **Journal of the Royal Statistical Society: Series A (General)**, v. 135, n. 3, p. 370-384. 1972.

PÁDUA, L. F. M.; ALHO C. J. R. Avaliação do Comportamento de Nidificação em *Podocnemis expansa* (Testudinata, Pelomedusidae) durante cinco anos em áreas de proteção. Reserva Biológica do Rio Trombetas, Pará. **Brasil Florestal**, v. 13, n. 59, p. 59-61. 1984.

PANTOJA-LIMA, J.; JUAREZ, C. B. P.; TEIXEIRA, A. S.; FÉLIX-SILVA, D.; REBÊLO, G. H.; MONJELÓ, L. A. S.; KEMENES, A. Selección de locales de nidificación y sobrevivencia de los nidos de las tortugas *Podocnemis* del bajo río Purus, Amazonas, Brasil. **Revista Colombiana de Ciencia Animal**, v. 1, n. 1, p. 37-59. 2009.

PEARSE, D. E.; ARNDT, A. D.; VALENZUELA, N.; MILLER, B. A.; CANTARELLI, V.; SITES JR, J. W. Estimating population structure under nonequilibrium conditions in a conservation context: continent-wide population genetics of the giant Amazon river turtle, *Podocnemis expansa* (Chelonia; Podocnemididae). **Molecular Ecology**, v. 15, n. 4, p. 985-1006. 2006.

PERUCCA, E., CAMPOREALE, C.; RIDOLFI, L. Significance of the riparian vegetation dynamics on meandering river morphodynamics. **Water Resources Research**, v. 43, n. 3. 2007.

PEZZUTI, J. C. B.; VOGT, R. C. Nesting ecology of *Podocnemis sextuberculata* (Testudines, Pelomedusidae) in the Japurá River, Amazonas, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 3, n. 3, p. 419-424. 1999.

PIGNATI, M. T.; FERNANDES, L. F.; MIORANDO, P. S.; FERREIRA, P. D.; PEZZUTI, J. C. B. Nesting site and hatching success of *Podocnemis unifilis* (Testudines: Podocnemididae) in a floodplain area in lower Amazon River, Pará, Brazil. **South American Journal of Herpetology**, v. 8, n. 3, p. 175-185. 2013.

PLUMMER, M. V. Some aspects of nesting success in the turtle, *Trionyx muticus*. **Herpetologica**, v. 32, n. 4, p. 353-359. 1976.

PORTELINHA, T. C.; MALVÁSIO, A.; PIÑA, C. I.; BERTOLUCI, J. Reproductive allometry of *Podocnemis expansa* (Testudines: Podocnemididae) in southern Brazilian Amazon. **Journal of Herpetology**, v. 47, n. 2, p. 232-236. 2013.

RATTERMAN, R. J.; ACKERMAN, R. A. The water exchange and hydric microclimate of painted turtle (*Chrysemys picta*) eggs incubating in field nests. **Physiological Zoology**, v. 62, n. 5, p. 1059-1079. 1989.

RHODIN, A. G. J.; VAN DIJK, P. P.; IVERSON, J. B.; SHAFFER, H. B. Turtles of the world, 2010 update: annotated checklist of taxonomy, synonymy, distribution, and conservation status. **Chelonian Research Monographs**, v. 5, n. 3, p. 85-164. 2010.

RIMKUS, T. A.; HRUSKA, N.; ACKERMAN, R. A. Separating the effects of vapor pressure and heat exchange on water exchange by snapping turtle (*Chelydra serpentina*) eggs. **Copeia**, v. 2002, n. 3, p. 706-715. 2002.

SMITH, C. C.; FRETWELL, S. D. The optimal balance between size and number of offspring. **American Naturalist**, v. 108, n. 962, p. 499-506. 1974.

SANTOS, C.; BARROS, I.; WANZELER, R. T.; SERRÃO, E.; FARIAS, M.; LIMA, A. Regionalização hidroclimatológica da bacia hidrográfica do Rio Tapajós. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 91, n. 1, p. 32-51. 2015.

STATSOFT, I. *Statistica 7*. Tulsa, EUA: Statsoft Inc., 2006.

VALENZUELA, N.; BOTERO, R.; MARTINEZ, E. Field study of sex determination in *Podocnemis expansa* from Colombian Amazonia. **Herpetologica**, v. 53, n. 3, p. 390-398. 1997.

VALENZUELA, N. Constant, shift, and natural temperature effects on sex determination in *Podocnemis expansa* turtles. **Ecology**, v. 82, n. 11, p. 3010-3024. 2001a.

VALENZUELA, N. Maternal effects on life-history traits in the Amazonian giant river turtle *Podocnemis expansa*. **Journal of Herpetology**, v. 35, n. 3, p. 368-378. 2001b.

VANZOLINI, P. E. On clutch size and hatching success of the South American turtles *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) and *P. unifilis* (Troschel, 1848) (Testudines, Podocnemididae). **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**. v. 75, p. 415 – 430. 2003.

VON HILDEBRAND, P.; SAENZ, C.; PEHUELA, M. C.; CARO, C. Biología reproductiva y manejo de la tortuga Charapa (*Podocnemis expansa*) en el bajo río Caqueta. **Colombia Amazonica**, v. 3, n. 1, p. 89-102. 1988.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**, 4th edition prentice-hall, New Jersey, EUA, pp.199, 1999.

CAPÍTULO 3 – ESTRUTURA POPULACIONAL DE *Podocnemis expansa* (TESTUDINES, PODOCNEMIDIDAE) NO MÉDIO TAPAJÓS, BRASIL³

3.1 INTRODUÇÃO

Declínios populacionais de quelônios do gênero *Podocnemis* foram registrados desde o século XIX em diferentes localidades da Amazônia (SMITH, 1979; THORBJARNARSON et al., 2000; TOWNSEND et al., 2005). Em resposta, foram implementados programas de conservação nos países com ocorrência destas espécies, onde o Brasil foi pioneiro, em 1979 (CANTARELLI; MALVÁSIO; VERDADE, 2014). A iniciativa brasileira, denominada Projeto Quelônios da Amazônia – PQA, priorizou a preservação das espécies do gênero *Podocnemis*, cujos esforços de conservação concentraram-se na proteção de sítios de desova durante o período reprodutivo (CANTARELLI; MALVÁSIO; VERDADE, 2014). Um dos seus resultados mais relevantes foi o aumento gradual do número filhotes de *Podocnemis expansa* eclodidos, principal indicador monitorado para mensurar o sucesso reprodutivo e, conseqüentemente, a recuperação populacional (EISEMBERG et al., 2019; FORERO-MEDINA et al., 2021).

Podocnemis expansa é a espécie de quelônio de água doce de maior distribuição na Amazônia, podendo ser encontrada nas bacias do Amazonas, Tocantins-Araguaia, Orinoco e Essequibo (IVERSON, 1992; RHODIN et al., 2010), numa área de 7,718,409.97 km² (FERRARA et al., 2017). Também se destaca por ser a maior espécie de quelônio fluvial neotropical, e, como ocorre com diversas espécies de quelônios, a fêmea é maior que o macho, podendo medir 90 cm de comprimento e pesar 65 kg (PRITCHARD; TREBBAU, 1984). Recentemente, alguns estudos focaram em determinados comportamentos complexos característicos de *P. expansa*, como deslocamento migratório anual (CARNEIRO; PEZZUTI, 2015) e vocalização (FERRARA et al., 2014). Por outro lado, informações relacionadas à estrutura populacional de *Podocnemis expansa* continuam sendo uma lacuna de conhecimento, com poucas exceções na Amazônia (HERNÁNDEZ; SPIN, 2006; MOGOLLONES et al., 2010; PORTELINHA et al., 2014).

A estrutura populacional é caracterizada pela distribuição dos indivíduos em classes etárias e pela razão sexual, sobre as quais agem os parâmetros de taxas de natalidade e

³ Manuscrito submetido como artigo completo ao periódico **South American Journal of Herpetology** em 23 de abril de 2021.

mortalidade, que influenciam na dinâmica da população (SMITH; SMITH, 2001). Informações sobre a estrutura populacional permitem identificar se está ocorrendo recrutamento e se a razão sexual está equilibrada, parâmetros essenciais para compreender a dinâmica populacional e melhor analisar resultados de estratégias de manejo e conservação. Além disso, o levantamento de informações sobre populações de vertebrados aquáticos, incluindo quelônios, é estratégico para avaliação de impactos ambientais negativos decorrentes da instalação e funcionamento de mega empreendimentos de infraestrutura, como complexos hidrelétricos (CASTELLO et al., 2013), desmatamento (COE; COSTA; SOARES-FILHO, 2009; RENÓ et al., 2011; FAGUNDES et al., 2018) e demais atividades humanas capazes de influenciar na dinâmica populacional de quelônios de água doce (KLEMENS, 2000).

Entendemos ser necessário estimar a estrutura populacional de *Podocnemis expansa*, em complemento ao número de filhotes eclodidos anualmente, tanto para melhor interpretação dos dados históricos obtidos pelo PQA ao longo de 42 anos de atividades no Médio Tapajós, bem como para auxiliar na tomada de decisões relacionadas ao manejo (EISEMBERG et al., 2019; FORERO-MEDINA et al., 2019). Dessa forma, o objetivo deste estudo foi descrever a estrutura populacional, através da distribuição por classes de tamanho e razão sexual, e estimar a abundância relativa, biomassa e tamanho da população de *P. expansa* do Médio Tapajós. Com base nos dados coletados, testamos a hipótese de que a razão sexual de adultos de *P. expansa* é de 1:1 e que a pirâmide populacional apresenta uma base maior que o topo.

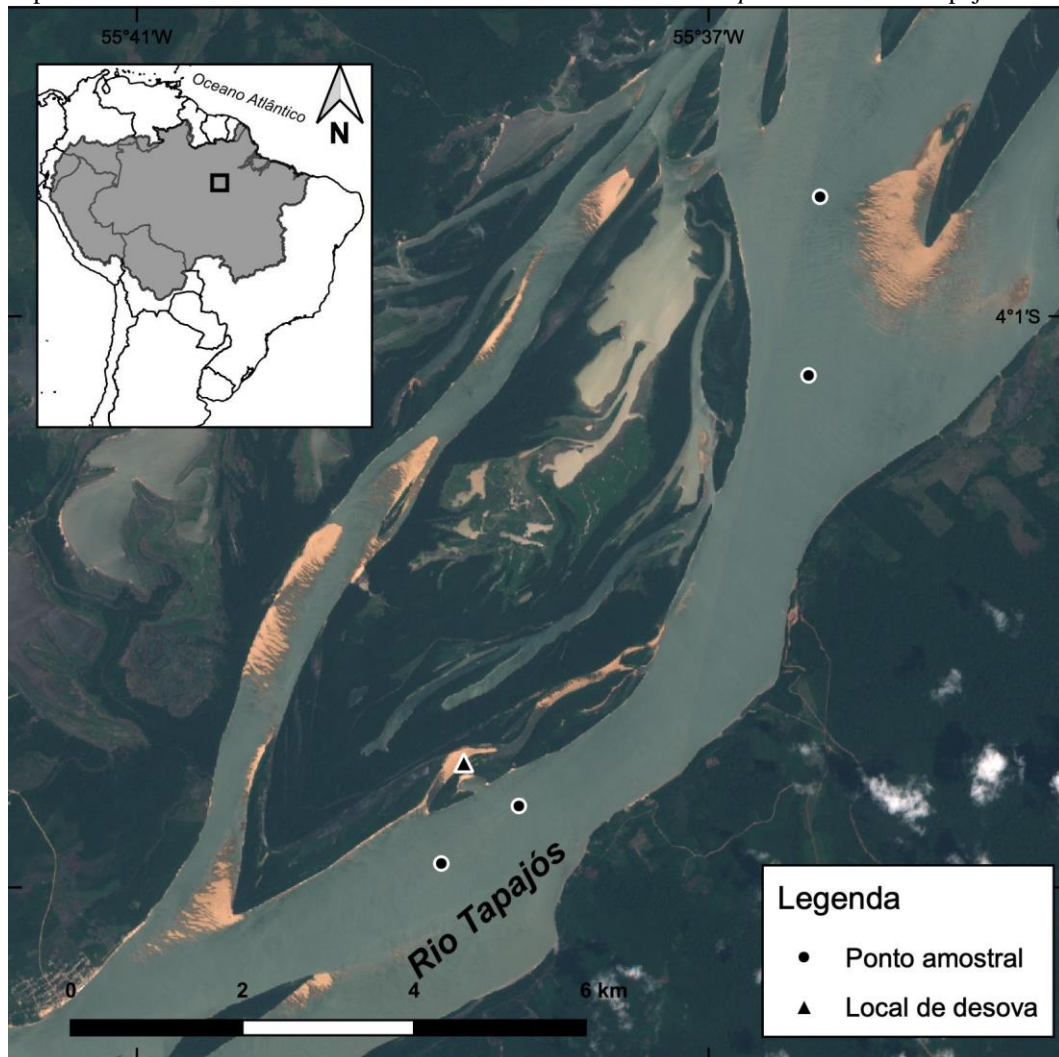
3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de Estudo

Este estudo foi realizado em um trecho da calha principal do médio rio Tapajós, nas coordenadas geográficas de referência 4°4'6,8"S, 55°38'46,3"W, onde ocorre a agregação de cardumes de *P. expansa* em boiadores e onde se localiza o tabuleiro do Monte Cristo, principal sítio de desova da espécie na região do Médio Tapajós (Figura 8). Boiadores são locais em que ocorrem altas concentrações de *P. expansa* durante o período de desova, incluindo as semanas pré-desova. Além da calha principal, a área de estudo é composta por um mosaico de ilhas interligadas por igarapés, paranás e pequenas lagoas. O rio Tapajós é um rio de águas claras, com vazão média estimada de 12.259 m³/s (SANTOS et al., 2015), onde o transporte de

sedimentos é menor quando comparado aos demais tributários do rio Amazonas, ricos em matéria em suspensão (FARELLA et al., 2001).

Figura 8 – Imagem de satélite da área de estudo, indicando os pontos amostrais de captura experimental realizadas em 2018 e 2019 e o local de desova de *P. expansa* no Médio Tapajós.



Fonte: Lacava, R. V. S. (2020), mapa elaborado para ilustração deste capítulo.

3.2.2 Delineamento Amostral

A estrutura populacional de *P. expansa* foi obtida através de capturas experimentais padronizadas realizadas entre agosto e setembro de 2018 e 2019, quando os cardumes estão se concentrando nos boiadores nas proximidades das praias de desova. As capturas experimentais foram realizadas no período diurno, entre 8:00 a.m. e 18:00 p.m., nos quatro boiadores próximos ao tabuleiro de Monte Cristo. Boiadores são locais de alta concentração de quelônios, utilizados

pelos cardumes para cópula e forrageio. Geralmente são localizados na calha principal dos rios, mas também podem ser localizados em lagos.

O esforço amostral se concentrou nesses locais a fim de otimizar o número de capturas para melhor caracterizar a população, considerando a Captura Por Unidade de Esforço – CPUE diária como unidade amostral. Utilizamos a técnica de espinhel como método de captura, com esforço de quatro apetrechos utilizados em 2018 e dois em 2019. Cada espinhel foi confeccionado utilizando duzentos metros de linha, 60 anzóis tamanho 14 sem visgo, e iscas de mucajá (*Acrocomia culeata*), guajará (*Chrysophyllum venezuelanense*), frutos naturalmente consumidos por *P. expansa*, e peixe salgado das espécies mapará (*Hypophthalmus edentatus*), aracu (*Leporinus* spp.) e traíra (*Hoplias* spp.). O espinhel é amplamente utilizado para captura de *P. expansa* por moradores de comunidades ribeirinhas do rio Tapajós, capturando indivíduos em grande amplitude de tamanho de ambos os sexos (FONSECA, dados não publicados).

Os locais de captura foram georreferenciados, sendo registrados os horários de saída e chegada por bateria de checagem e duas medidas de profundidade para cada espinhel. Para cada espécime capturado, coletamos informações referentes à massa (kg), comprimentos retilíneo e curvilíneo da carapaça (cm), largura máxima da carapaça (cm), comprimento máximo do plastrão (cm) e sexo, segundo as características sexuais secundárias relacionadas à maior cauda dos machos em relação às fêmeas e à parte posterior do plastrão em forma de “U” nos machos e em forma de “V” nas fêmeas (RUEDA-ALMONACID et al., 2007).

Os indivíduos foram marcados para identificação individual por meio de cortes nos escudos marginais da carapaça, seguindo o sistema adotado pelo PQA para a bacia do Tapajós. Além das marcações, foram registradas marcas naturais, tais como deformidades da carapaça e ausência de membros, para auxiliar na identificação de eventuais recapturas. A estrutura populacional foi descrita pela distribuição em classes de tamanho, utilizando os dados de comprimento retilíneo da carapaça, e pela razão sexual.

A estimativa da razão sexual foi obtida com base nos indivíduos que alcançaram a maturidade sexual (GIBBONS, 1990). O tamanho de maturidade foi estimado a partir do tamanho da menor fêmea observada desovando no Monte Cristo entre 2013 e 2019, no âmbito do monitoramento reprodutivo PQA, de 55,1 cm de comprimento retilíneo da carapaça. Para machos, o tamanho de maturidade sexual foi obtido através da observação de ferimentos recentes nos indivíduos capturados (Figura 9). Dessa forma, consideramos o tamanho mínimo de 31,1 cm de comprimento retilíneo da carapaça, ressaltando que esta característica ainda não foi descrita na literatura científica.

Figura 9 – Indivíduos machos de *P. expansa* capturados em 2019, apresentando ferimentos obtidos em disputas de cópula.



Comprimento retilíneo da carapaça medindo 31,1 cm (A); 31,6 cm (B); e 33,5 cm (C).

Fonte: Autores (2019).

Tais ferimentos indicam o comportamento agonístico característico de quelônios, relacionado à disputa de vários machos em torno de uma fêmea para a cópula, registrado em estudos comportamentais de *P. erythrocephala* em cativeiro (SCHINEIDER; FERRARA; VOGT, 2010), e de *Chrysemys picta* em seu habitat natural (MOLDOWAN; BROOKS; LITZGUS, 2020).

3.2.3 Análise de dados

Descrevemos a estrutura populacional categorizando-a em classes de tamanho de 4 cm de comprimento retilíneo da carapaça, e estabelecendo a razão sexual e proporção de indivíduos maduros em relação aos imaturos. Comparamos a razão sexual entre a observada e a hipotética, de 1:1, através do teste de Qui-quadrado (ZAR, 1999). A distribuição de machos e fêmeas nas classes de tamanho foi comparada entre anos, através do teste de Kolmogorov-Sminorv (ZAR, 1999). Comparamos a proporção de maduros e imaturos entre anos, para ambos os sexos, através do teste de Qui-quadrado (ZAR, 1999). Estimamos a abundância relativa através da Captura por Unidade de Esforço CPUE, obtida tanto pelo número de indivíduos capturados como pela massa obtida, através das seguintes fórmulas:

$$\text{CPUE}_n = \text{N indivíduos} / \text{N espinhel} * \text{hora}$$

$$\text{CPUE}_p = \text{kg obtido} / \text{N espinhel} * \text{hora}$$

As CPUEs diárias foram comparadas entre anos através do teste Mann-Whitney (ZAR, 1999), tanto para número de indivíduos capturados como para massa obtida. Utilizamos o

software Statistica, versão 7 (STATSOFT, 2006), para realização dos procedimentos estatísticos, ao nível de significância de $\alpha < 0,05$ (ZAR, 1999). O tamanho da população foi estimado com base na estimativa do número de fêmeas maduras que desovaram no Médio Tapajós no período reprodutivo de 2017, obtida através da seguinte fórmula:

$$\mathbf{NFA = (NMC / MNMC \pm EPNMC) + (NA / MNA \pm EPNA)}$$

Onde:

NFA = número de fêmeas maduras;

NMC = número de filhotes eclodidos na praia do Monte Cristo em 2017;

MNMC = média de filhotes eclodidos dos ninhos monitorados individualmente na praia do Monte Cristo;

EPNMC = erro padrão da média de filhotes eclodidos dos ninhos monitorados individualmente na praia do Monte Cristo;

NA = Número de filhotes eclodidos na praia do André em 2017;

MNA = média de filhotes eclodidos dos ninhos monitorados individualmente na praia do André;

EPNA = erro padrão da média de filhotes eclodidos dos ninhos monitorados individualmente na praia do André.

A partir do número de fêmeas maduras, utilizamos a proporção de machos maduros e imaturos de ambos os sexos para estimar o número de indivíduos nas demais classes. A biomassa total da espécie na área de estudo foi estimada através da massa total obtida nas capturas, sendo extrapolada para a população inteira e considerando as classes de tamanho. Adotamos essa abordagem devido às limitações dos métodos clássicos de captura-recaptura para estimativas populacionais, que tendem a subestimar populações grandes e abertas, e cujas taxas de migração, nascimento, sobrevivência e taxas de recaptura entre amostragens são desconhecidas. Para construção da pirâmide etária, utilizamos o número de filhotes eclodidos para compor a base, sendo que as classes etárias “imaturado” e “maduro” foram extrapoladas com base no número estimado de fêmeas maduras. Utilizamos os dados de eclosão de 2017 (1.111.493 filhotes eclodidos), último período reprodutivo monitorado em que não houve registro de perdas por alagamento, fator que influencia negativamente na taxa média de eclosão,

e conseqüentemente na estimativa de número de ninhõs a partir da contagem de filhõtes eclodidos.

3.3 RESULTADOS

Foram realizadas 146 horas de captura experimental, sendo realizadas entre 05 e 18 de setembro de 2018, com uso de quatro espinheis em 34 horas, e entre 20 de agosto e 20 de setembro de 2019, com uso de dois espinheis em 78 horas, totalizando 292 horas de esforço de captura. A profundidade média dos boiadores encontrada foi de 8,42 m (DP = 1,538; 4,1–15,3 m) em 2018, e de 10,09 m (DP = 1,664; 6,6–21,3 m) em 2019. Foram capturados e marcados 502 indivíduos de *P. expansa* em 2018 e 471 indivíduos em 2019, sendo 360 machos maduros, 235 machos imaturos, 62 fêmeas maduras, 321 fêmeas imaturas e quatro foram indivíduos imaturos cujo sexo não foi possível identificar (Tabela 11).

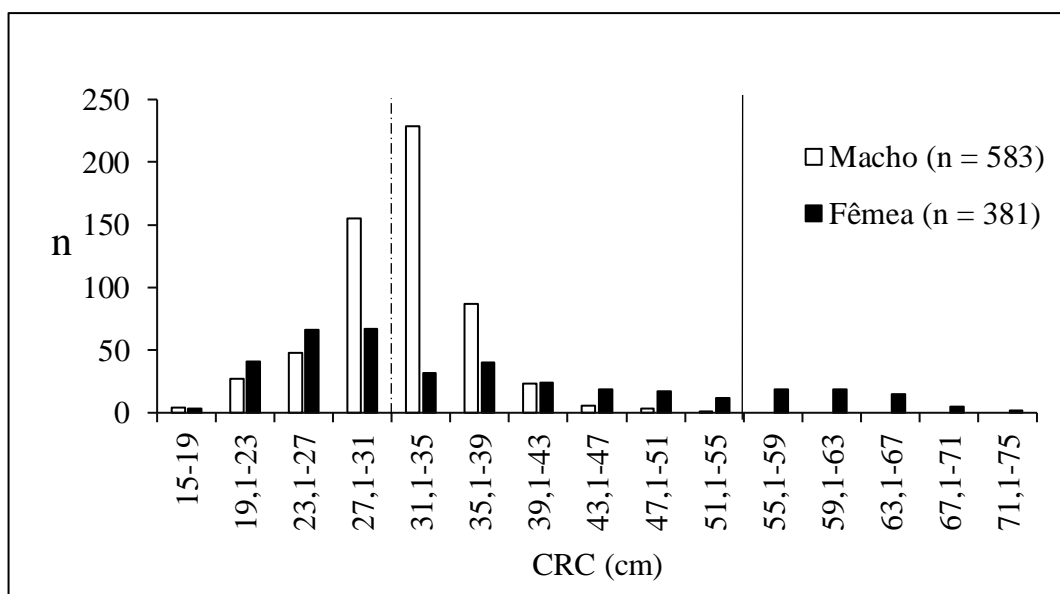
Tabela 11 – Dados biométricos (média, desvio padrão e amplitude) dos indivíduos de *P. expansa* capturados em 2018 e 2019 no Médio Tapajós.

	Fêmea		Macho	
	Maduro	Imaturo	Maduro	Imaturo
N	62	321	360	235
CCC (cm)	63,52 ± 4,21	33,88 ± 9,08	36,55 ± 3,46	28,92 ± 3,54
	(56,2–74,2)	(18,3–59,6)	(31,1–53,7)	(18,6–33,3)
CRC (cm)	61,68 ± 4,07	32,2 ± 8,71	34,74 ± 3,88	27,46 ± 3,36
	(55,1–71,9)	(17,4–55,0)	(31,1–51,8)	(17,9–31,0)
LMC (cm)	47,28 ± 3,56	25,11 ± 6,44	27,5 ± 2,72	21,88 ± 2,66
	(42,0–57,6)	(13,3–43,0)	(23,2–42,3)	(15,0–29,9)
CMP (cm)	54,13 ± 3,86	27,97 ± 7,67	28,95 ± 2,63	23,34 ± 2,77
	(44,3–63,3)	(14,9–49,8)	(23,3–42,8)	(15,4–28,6)
Peso (kg)	24,13 ± 5,71	4,15 ± 3,48	4,2 ± 1,32	2,16 ± 0,04
	(15,5–42,5)	(0,6–17,5)	(1,5–10,5)	(0,7–4,1)

CCC = Comprimento Curvilíneo da Carapaça; CRC = Comprimento Retilíneo da Carapaça; LMC = Largura Máxima da Carapaça; CMP = Comprimento Máximo do Plastrão.
 Fonte: Autores (2020).

Apenas dois indivíduos machos foram recapturados em 2019, ambos no mesmo boiador do ano anterior. A proporção de fêmeas imaturas é significativamente maior que a de fêmeas maduras ($\chi^2 = 18,041$; $p < 0,000$), porém não encontramos diferenças significativas entre a proporção de machos maduros e imaturos ($\chi^2 = 0,0846$; $p < 0,7711$) (Figura 10).

Figura 10 – Estrutura populacional de *P. expansa* no Médio Tapajós, Brasil.

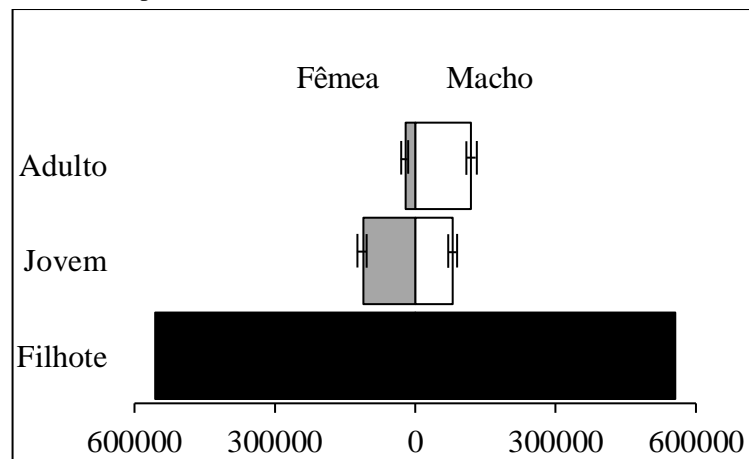


Classes de tamanho categorizadas intervalos de 4 cm de comprimento retilíneo da carapaça (CRC). A linha tracejada determina o início da maturidade sexual em machos e a linha contínua o início da maturidade sexual em fêmeas.
 Fonte: Autores (2020).

A abundância relativa de *P. expansa* encontrada em 2018 foi de 3,23 ind./ espinhel * hora (1,44–4,55 ind./ espinhel * hora) e em 2019 foi de 2,88 ind./ espinhel * hora (1,57–4,50 ind./ espinhel * hora), não diferindo significativamente entre si ($n_{2018} = 7$; $n_{2019} = 12$; $U = 31$; $z = -0,89054$; $p = 0,37317$). A biomassa total obtida nas capturas experimentais foi de 4.850,8 kg. A CPUE da massa obtida de *P. expansa* encontrada em 2018 foi de 12,13 kg/ espinhel * hora (7,04–18,82 kg/ espinhel * hora) e em 2019 foi de 18,92 kg/ espinhel * hora (8,25–61,52 kg/ espinhel * hora), não diferindo significativamente entre si ($n_{2018} = 7$; $n_{2019} = 12$; $U = 30$; $z = -0,97193$; $p = 0,33109$). A razão sexual encontrada na amostra geral da população foi de 5,83:1 desviada para machos, apresentando diferença significativa de 1:1 ($\chi^2 = 29,32$; $p < 0,000$).

No período reprodutivo de 2017, nasceram 226.225 filhotes de *P. expansa* na praia do Monte Cristo e 885.268 na praia do André, sendo que a média de filhotes eclodidos de ninhos individualmente monitorados entre 2013 e 2018 na praia do Monte Cristo foi de 39,82 ($n = 40$; $DP = 30,9514$; 1–122) e na praia do André foi de 59,64 ($n = 65$; $DP = 28,0982$; 5–132). Estimamos o número de fêmeas maduras de *P. expansa* no Médio Tapajós entre 19.081 e 22.239 indivíduos, considerando que a espécie tem como características fidelidade de sítio reprodutivo (CARNEIRO; PEZZUTI, 2015) e que as fêmeas desovam uma vez por ano. Considerando a estrutura populacional resultante das capturas experimentais, estimamos a quantidade de 110.988 a 129.357 de machos maduros, 74.416 a 86.732 de machos imaturos e 102.083 a 118.979 de fêmeas imaturas (Figura 11).

Figura 11 – Pirâmide populacional de *P. expansa* no Médio Tapajós, referente ao período de 2017 a 2019.



Fonte: Autores (2020).

Assim, o tamanho estimado para a população de *P. expansa* no Médio Tapajós variou entre 296.679 e 319.084 indivíduos com tamanho acima de 14,8 cm de comprimento retilíneo da carapaça. A biomassa estimada variou entre 1.492,1 e 1.604,8 toneladas durante o período amostrado e na área em que ocorre maior concentração de *P. expansa* no Médio Tapajós.

3.4 DISCUSSÃO

Neste estudo, a média do comprimento curvilíneo de carapaça de fêmeas maduras de *P. expansa* encontrada foi de $63,52 \pm 4,21$ cm, um pouco menor dos resultados de Alho e Pádua (1982) para a população do rio Trombetas, Brasil, de $66,0 \pm 3,0$ cm, e de Portelinha et

al. (2014) para a população do rio Javaés, Brasil, de $64,7 \pm 7,1$ cm. O tamanho mínimo de maturação sexual estimado pela menor fêmea reprodutiva neste estudo, de 55,1 cm CRC, foi intermediário ao descrito para as populações do Médio Orinoco e no rio Javaés, de 60,0 e 50,0 cm, respectivamente.

Os resultados indicaram que a população de *P. expansa* do Médio Tapajós apresenta razão sexual de 5,83:1, desviada para machos. Hernández e Spin (2006) e Mogollones et al. (2010) encontraram uma razão sexual de 30,5:1 e 11,1:1 voltada para fêmeas, respectivamente. Hernández e Spin (2006) e Mogollones et al. (2010) utilizaram redes de arraste durante o período de seca, em locais próximos à praia de desova, o que pode ter causado a distorção devido à alta concentração de fêmeas maduras que ocorre nesses ambientes, na sua estratégia de desova coletiva (Alho e Pádua, 1982). Portelinha et al. (2014) utilizaram duas técnicas de captura diferentes, mergulho e rede de cerco, nos períodos de seca e cheia, em locais de pouca profundidade e também próximos a praias de desova, e encontraram uma razão sexual de 1,4:1 desviada para machos. A diferença na razão sexual encontrada por Portelinha et al. (2014) também pode estar relacionada ao tamanho mínimo dos machos maduros adotado por cada estudo. Enquanto Portelinha et al. (2014) adotaram a medida de 40 cm, nós adotamos 31,1 cm. Para *P. expansa*, não há consenso em relação ao tamanho mínimo de maturidade sexual, devido à falta de informações obtidas por meio de análise de gônadas. Isso se torna mais evidente em relação à maturidade de machos de *P. expansa*, pois, ao contrário das fêmeas, o tamanho mínimo em que atinge a maturidade sexual não é possível de ser identificado através do monitoramento reprodutivo.

O registro de populações desviadas para machos é mais comum na literatura do gênero, sendo que o menor tamanho de maturidade sexual dos machos pode ser responsável por este viés (SMITH; SMITH, 2001). Podem também ser resultado da combinação deste fator com uma maior pressão de captura voltada para fêmeas maduras, mais fáceis de serem capturadas no período reprodutivo, conforme registrado por Kemenes e Pezzuti (2007), no rio Purus e Schneider et al. (2011), no rio Negro, ambos localizados na Amazônia brasileira. Além disso, as espécies do gênero *Podocnemis* têm como características o sexo dependente de temperatura e reprodução poliândrica (FANTIN et al., 2017), fatores que tornam complexa a interpretação de razão sexual e suas consequências populacionais. A poliândria no gênero *Podocnemis* precisa ainda ser melhor compreendida, visto que não é conhecido o número de fêmeas que um macho é capaz de fecundar, tampouco se a múltipla paternidade pode ser resultado da capacidade das fêmeas em armazenar espermatozoides de um ciclo para outro.

Razões sexuais voltadas para machos também foram registradas para outras espécies do gênero *Podocnemis*, nos estudos populacionais de *P. sextuberculata* da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (FACHÍN-TÉLAN; VOGT; THORBJARNARSON, 2003) e de *P. unifilis* no rio Guaporé (FACHÍN-TÉLAN; VOGT, 2004) e no rio Iriri (MIORANDO; GIARRIZZO; PEZZUTI, 2015). Lovich e Gibbons (1990) propuseram que, para quelônios e demais organismos que apresentam diferenças no tempo da maturidade sexual, o sexo que atingir a maturidade sexual mais precocemente predominará numericamente, refletindo dessa forma na diferença da razão sexual de indivíduos maduros, desde que ocorra pouca influência de outros fatores no recrutamento regular de indivíduos imaturos. Georges, Guarino e White (2006) chegaram a uma conclusão semelhante, em seu estudo com *Emydura macquarii emmotti*. Segundo esses autores, o viés na razão sexual é atribuído ao amadurecimento sexual de machos mais precocemente que de fêmeas, levando a inclusão de mais coortes masculinas que de fêmeas nos cálculos de razão sexual.

Uma característica reprodutiva do gênero *Podocnemis* que deve ser considerada é que suas espécies apresentam determinação sexual dependente da temperatura de incubação dos ovos. A temperatura pivotal de *P. expansa* varia entre 30,1 °C e 34,5 °C, dependendo da localidade (VALENZUELA, 2001; BONACH et al., 2011), sendo que em temperaturas de incubação abaixo da pivotal são gerados mais filhotes machos, enquanto que em temperaturas acima da pivotal são gerados mais filhotes do sexo feminino (VALENZUELA; BOTERO; MARTINEZ, 1997; VALENZUELA, 2001). Portanto, a razão sexual dos filhotes sofre influência de fatores ambientais relacionados à temperatura de incubação, podendo variar naturalmente entre períodos reprodutivos. Assim, temperaturas de incubação extremas podem tornar enviesada a razão sexual dos filhotes gerados, seja em decorrência de alterações ambientais, tanto de origem natural como antrópica, ou pelo manejo inadequado, podendo influenciar na razão sexual da população ao longo dos anos.

Encontramos uma proporção de fêmeas imaturas de *P. expansa* significativamente maior que maduras no Médio Tapajós, porém não encontramos diferença entre a proporção de machos imaturos e maduros. Hernández e Spin (2006) e Mogollones et al. (2010) no Médio Orinoco, assim como o de Portelinha et al. (2014) no rio Javaés, encontraram um maior número de indivíduos imaturos do que maduros. No caso dos estudos de Hernández e Spin (2006) e Mogollones et al. (2010), é necessário considerar que esta diferença ocorreu porque ambos incluíram nas suas respectivas análises filhotes mantidos em cativeiro na categoria de imaturos.

Os estudos populacionais realizados em outras espécies de *Podocnemis* encontraram uma estrutura populacional composta de mais indivíduos maduros que imaturos,

como na população de *P. sextuberculata* da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (FACHÍN-TÉLAN; VOGT; THORBJARNARSON, 2003), nas populações de *P. unifilis* do rio Guaporé (FACHÍN-TÉLAN; VOGT, 2004) e do rio Iriri (MIORANDO; GIARRIZZO; PEZZUTI, 2015), e nas populações de *P. erythrocephala* do rio Negro (BERNHARD; VOGT, 2012) e do rio Unini (BERNARDES; FERRARA; VOGT, 2014). Esta distribuição não está relacionada a um desequilíbrio populacional propriamente dito, e sim ao uso diferenciado de habitats pelas classes etárias nos períodos de coleta e por limitações dos métodos de captura. De acordo com Miorando, Giarrizzo e Pezzuti (2015), uma captura proporcional à real porcentagem de imaturos de uma determinada população consiste em um grande desafio para os estudos demográficos de espécies do gênero *Podocnemis*.

Dessa forma, conforme os resultados obtidos, a proporção de indivíduos imaturos é maior que a de indivíduos maduros na população de *P. expansa* do Médio Tapajós. De acordo com Smith e Smith (2001), a menor proporção de indivíduos maduros em relação a imaturos indica estabilidade, com tendências de aumento populacional. Considerando que a população de *P. expansa* do Médio Tapajós apresenta um número crescente de filhotes eclodidos nas últimas quatro décadas, resultado das ações do PQA (CANTARELLI; MALVÁSIO; VERDADE, 2014; EISEMBERG et al., 2019; FORERO-MEDINA et al., 2021), é provável que as classes de tamanho inferiores a 15 cm tenham sido subamostradas neste estudo. A captura de indivíduos desta faixa de tamanho é uma limitação de praticamente todos os estudos populacionais do gênero *Podocnemis*, independentemente da espécie estudada, do ambiente amostrado ou da metodologia de captura utilizada (FACHÍN-TÉLAN; VOGT; THORBJARNARSON, 2003; FACHÍN-TÉLAN; VOGT, 2004; BERNHARD; VOGT, 2012; BERNARDES; FERRARA; VOGT, 2014; MIORANDO; GIARRIZZO; PEZZUTI, 2015). Para contornar tal limitação, Portelinha et al. (2014) optaram por utilizar a técnica de mergulho em complemento à de arrasto, obtendo resultados satisfatórios em capturar indivíduos de tamanho inferior a 15 cm.

Para interpretar corretamente os dados populacionais de *P. expansa*, é necessário considerar o dimorfismo sexual da espécie. Assim, levando-se em conta somente categorias etárias, temos uma pirâmide distorcida, com um número maior de machos maduros que machos imaturos, fazendo-a com que tenha um topo mais largo que a faixa intermediária. Porém, ao considerar somente classes de tamanho na construção de uma pirâmide populacional, os espécimes machos maduros, representados pelo topo da pirâmide, seriam representados nas faixas intermediárias, ocupadas por espécimes fêmeas imaturas. Assim, o topo representaria exclusivamente fêmeas maduras, tornando as faixas intermediárias mais largas que o topo. De acordo com Smith e Smith (2001), pirâmides etárias com base larga e topo estreito apontam

crescimento populacional, enquanto pirâmides etárias com topo largo e base estreita indicam um recrutamento deficiente e declínio populacional.

Não encontramos diferença significativa entre as CPUEs de 2018 e 2019, tanto em relação ao número de indivíduos capturados quanto ao peso obtido. As médias das CPUEs com base no número de indivíduos capturados por hora refletem a abundância relativa de *P. expansa* no Médio Tapajós, durante seu período pós migratório. Nossos resultados (3,23 ind./ hora em 2018 e 2,88 ind./ hora em 2019) se assemelham aos resultados obtidos por Hernández e Espín (2006) no Médio Orinoco, Venezuela, utilizando redes de emalhar, no qual encontraram uma variação de 1,7 a 3,1 ind./ hora. Portelinha et al. (2014), obtiveram uma CPUE de 9,1 ind./ hora, com uso da técnica de mergulho e 10,9 ind./ hora no período de seca, e de 0,0 ind./ hora no período de cheia, encontrando assim uma alta variação temporal em relação à abundância relativa da população de *P. expansa* do rio Javaés. No entanto, as abundâncias relativas estimadas para diferentes populações de *P. expansa* estudadas, todas com base na captura por unidade de esforço, só seriam possíveis de serem comparadas caso fossem utilizados os mesmos métodos de captura, e aplicados o mesmo esforço de coleta.

As populações de quelônios contribuem significativamente para a biomassa dos ambientes de água doce (CONGDON; GREENE; GIBBONS, 1986; LOVICH et al., 2018), em uma ordem de magnitude maior que a de outros répteis e semelhante à dos grandes cardumes de peixes (IVERSON, 1982), relacionada às altas densidades populacionais que são capazes de atingir (LOVICH et al., 2018). A biomassa estimada para a população de *P. expansa* no Médio Tapajós variou entre 1.492,1 e 1.604,8 toneladas. Com biomassas historicamente altas, as espécies de quelônios exercem grande influência em seus ecossistemas, portanto, a extinção ou declínios populacionais podem causar alteração da estrutura trófica do ecossistema (LOVICH et al., 2018). Moll e Moll (2004) salientam que a biomassa de quelônios, apesar de significativa para o sistema, é muito negligenciada por falta de dados. Na Amazônia, o pulso de inundação exerce enorme influência sobre organismos aquáticos e terrestres, ocasionando na variação de suas taxas de biomassa, densidade e abundância relativas ao longo do ano, conforme observado em assembleias de peixes (ISAAC et al., 2016; SILVA et al., 2020), cetáceos (CAMPBELL et al., 2017), quelônios (PORTELINHA et al., 2014; BARRETO et al., 2020), aves (FERREIRA; SANTOS; LOPES, 2019) e mamíferos terrestres (COSTA; PERES; ABRAHAMS, 2018). Dessa forma, este estudo se mostrou importante para obtenção desta informação, observando que, conforme ocorre com outras espécies de vertebrados aquáticos, a biomassa de *P. expansa* está sujeita às variações sazonais relacionadas ao pulso de inundação e sua estratégia migratória.

Forero-Medida et al. (2021), com dados referentes ao período de 2012 a 2014, estimaram cerca de 10.000 fêmeas maduras de *P. expansa* para a população do Tapajós, quantidade consideravelmente inferior ao de fêmeas maduras estimado neste estudo, estimado entre 19.081 e 22.239 indivíduos. Esta diferença ocorreu não pelo crescimento populacional ao longo do intervalo de tempo entre os estudos, mas porque esse grupo de pesquisadores considerou somente o número de filhotes eclodidos por ano, enquanto optamos por incluir a taxa de eclosão de ninhos monitorados individualmente. Esta diferença se acentuou devido ao baixo número de filhotes eclodidos no período reprodutivo de 2013, quando ocorreu o alagamento de cerca de 70% dos ninhos postados, subestimando dessa forma o número de fêmeas maduras nesse período.

As populações de quelônios foram reduzidas drasticamente em comparação às épocas em eram mais abundantes, sendo que os declínios populacionais e extinções locais acarretaram a redução das suas funções ecológicas (LOVICH et al., 2018). Contudo, mesmo que os esforços em recuperar as populações de quelônios sejam bem sucedidos, é necessário considerar que não é possível aumentar as populações manejadas e protegidas até suas quantidades originais, o mesmo ocorrendo com praticamente todas as espécies selvagens do planeta, exceto espécies sinantrópicas ou pragas. Isso se deve ao fato de que tanto os habitats reprodutivos como os alimentares são influenciados direta ou indiretamente por atividades antrópicas, cujos impactos ambientais são em sua maioria irreversíveis, a exemplo de hidrelétricas e assentamentos urbanos consolidados. Assim, é imperativa a continuidade e expansão das populações protegidas, bem como o levantamento de informações populacionais que direcionem os esforços para as estratégias mais eficazes.

3.5 CONCLUSÃO

Reconhecemos que alguns pressupostos adotados neste estudo devam ser melhor investigados, tais como a determinação do tamanho mínimo de maturidade sexual de machos de *P. expansa* e o desenvolvimento de metodologia específica para captura de indivíduos de tamanho inferior a 15 cm. O tamanho médio de fêmeas adultas foi sensivelmente menor que a de outros estudos. Os resultados deste estudo sugerem que a população de *P. expansa* do rio Tapajós é composta em sua maior parte por imaturos, com predomínio de indivíduos machos na parcela sexualmente ativa. Esse resultado é fruto do monitoramento e proteção realizados pelo PQA desde 1979, cuja continuidade das atividades é essencial para garantir a preservação e recuperação desta e de outras espécies de quelônios amazônicos. Sugerimos a realização de

futuros monitoramentos populacionais, incluindo períodos de cheia, estudos de médio prazo sobre taxas de sobrevivência por classe etária e monitoramento da migração de machos e fêmeas, a fim de verificar como ocorre a dinâmica populacional de *P. expansa* no rio Tapajós.

REFERÊNCIAS

ALHO, C. J. R.; PÁDUA, L. F. M. Reproductive parameters and nesting behavior of the Amazon turtle *Podocnemis expansa* (Testudinata: Pelomedusidae) in Brazil. **Canadian Journal of Zoology**, v. 60, n. 1, p. 97-103. 1982.

BARRETO, L.; NECKEL-OLIVEIRA, S.; RIBEIRO, L. E. S.; GARCEZ, R. B.; CALVET, M. C.; OLIVEIRA, C. C.; ... PEETERS, E. T. Seasonal variation in the population parameters of *Kinosternon scorpiodes* and *Trachemys adiutrix*, and their association with rainfall in seasonally flooded lakes. **Herpetological Conservation and Biology**, v. 15, n. 2, p. 457-466. 2020.

BERNARDES, V. C. D.; FERRARA, C. R.; VOGT, R. C.; SCHNEIDER, L. Abundance and population structure of *Podocnemis erythrocephala* (Testudines, Podocnemididae) in the Unini River, Amazonas. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 13, n. 1, p. 89-95. 2014.

BERNHARD, R.; VOGT, R. C. Population Structure of the Turtle *Podocnemis erythrocephala* in the Rio Negro Basin, Brazil. **Herpetologica**, v. 68, n. 4, p. 491-504. 2012.

BONACH, K.; MALVÁSIO, A.; MATUSHIMA, E. R.; VERDADE, L. M. Temperature-sex determination in *Podocnemis expansa* (Testudines, Podocnemididae). **Iheringia. Série Zoologia**, v. 101, n. 3, p. 151-155. 2011.

CAMPBELL, E.; ALFARO-SHIGUETO, J.; GODLEY, B. J.; MANGEL, J. C. Abundance estimate of the Amazon River dolphin (*Inia geoffrensis*) and the tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) in southern Ucayali, Peru. **Latin american journal of aquatic research**, v. 45, n. 1, p. 957-969. 2017.

CANTARELLI, V. H.; MALVÁSIO, A.; VERDADE, L. M. Brazil's *Podocnemis expansa* Conservation Program: Restrospective and Future Directions. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 13, n. 1, p. 124-128. 2014.

CARNEIRO, C. C.; PEZZUTI, J. C. B. *Podocnemis expansa* post-reproductive migration. **Herpetological Review**, v. 46, p. 244-245. 2015.

CASTELLO, L.; MCGRATH, D. G.; HESS, L. L.; COE, M. T.; LEFEBVRE, P. A.; PETRY, P.; MACEDO, M. N.; RENÓ, V. F.; ARANTES, C. C. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. **Conservation Letters**, v. 6, n. 4, p. 217-229. 2013.

COE, M. T.; COSTA, M. H.; SOARES-FILHO, B. S. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River—Land surface processes and atmospheric feedbacks. **Journal of hydrology**, v. 369, n. 1-2, p. 165-174. 2009.

CONGDON, J. D.; GREENE, J. L.; GIBBONS, J. W. Biomass of freshwater turtles: a geographic comparison. **American Midland Naturalist**, v. 115, n. 1, p. 165-173. 1986.

COSTA, H. C. M.; PERES, C. A.; ABRAHAMS, M. I. Seasonal dynamics of terrestrial vertebrate abundance between Amazonian flooded and unflooded forests. **Herpetological Conservation and Biology**, v. 6, e5058. 2018.

EISEMBERG, C. C.; VOGT, R. C.; BALESTRA, R. A. M.; REYNOLDS, S. J.; CHRISTIAN, K. A. Don't put all your eggs in one basket—Lessons learned from the largest-scale and longest-term wildlife conservation program in the Amazon Basin. **Biological Conservation**, v. 238, 108182. 2019.

FACHÍN-TERÁN, A.; VOGT, R. C.; THORBJARNARSON, J. B. Population structure, sex ratio and abundance of *Podocnemis sextuberculata* (Testudines, Podocnemididae) in the Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazonas, Brazil. **Phyllomedusa**, v. 2, n. 1, p. 43-63. 2003.

FACHÍN-TERÁN, A.; VOGT, R. C. Population structure, size and sex ratio in *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) in the Guaporé river (RO), northern Brazil. **Phyllomedusa**, v. 3, n. 1, p. 29-42. 2004.

FAGUNDES, C. K.; VOGT, R. C.; SOUZA, R. A.; MARCO JR, P. Vulnerability of turtles to deforestation in the Brazilian Amazon: Indicating priority areas for conservation. **Biological Conservation**, v. 226, p. 300-310. 2018.

FANTIN, C.; MORAIS, J.; BOTERO-ARIAS, R.; ARAÚJO, C.; CAMILLO, C.; FARIAS, I. P. Polyandrous behavior in an overexploited giant South American turtle (*Podocnemis expansa*) population in Central Amazon, Brazil. **Genetics and Molecular Research: GMR**, v. 16, n. 1. 2017.

FARELLA, N.; LUCOTTE, M.; LOUCHOUARN, P.; ROULET, M. Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajós, Brazilian Amazon. **Organic Geochemistry**, v. 32, n. 12, p. 1443-1458. 2001.

FERRARA, C. R.; VOGT, R. C.; SOUSA-LIMA, R. S.; TARDIO, B. M.; BERNARDES, V. C. D. Sound communication and social behavior in an Amazonian river turtle (*Podocnemis expansa*). **Herpetologica**, v. 70, n. 2, p. 149-156. 2014.

FERRARA, C. R.; FAGUNDES, K. F.; OCARTTY, T. Q.; VOGT, R. C. **Quelônios Amazônicos: Guia de identificação e distribuição**. Ed. Wildlife Conservation Society, Manaus, Brasil, pp. 122. 2017.

FERREIRA, G. S.; SANTOS, D. A. A. D.; LOPES, E. V. Richness, abundance and microhabitat use by *Ardeidae* (Aves: Pelecaniformes) during one seasonal cycle in the floodplain lakes of the lower Amazon River. **Zoologia (Curitiba)**, v. 36, e30475. 2019.

FORERO-MEDINA, G.; FERRARA, C. R.; VOGT, R. C.; FAGUNDES, C. K.; BALESTRA, R. A. M.; ANDRADE, P. C.; ... HORNE, B. D. On the future of the giant South American river turtle *Podocnemis expansa*. **Oryx**, v. 55, n. 1, p. 73-80. 2021.

GEORGES, A.; GUARINO, F.; WHITE, M. Sex-ratio bias across populations of a freshwater turtle (Testudines: Chelidae) with genotypic sex determination. **Wildlife Research**, v. 33, n. 6, p. 475-480. 2006.

GIBBONS, J. W. Sex ratios and their significance among turtle populations. *In*: GIBBONS, J. W. (Org.) **Life History and Ecology of the Slider Turtle**. Ed. Smithsonian Institution, Washington, D.C. e Londres. p. 171–182. 1990.

HERNÁNDEZ, O.; ESPÍN, R. Efectos del reforzamiento sobre la población de tortuga Arrau (*Podocnemis expansa*) en el Orinoco medio, Venezuela. **Interciencia**, v. 31, n. 6, p. 424-430. 2006.

ISAAC, V. J.; CASTELLO, L.; SANTOS, P. R. B.; RUFFINO, M. L. Seasonal and interannual dynamics of river-floodplain multispecies fisheries in relation to flood pulses in the Lower Amazon. **Fisheries Research**, v. 183, p. 352-359. 2016.

IVERSON, J. B. Biomass in turtle populations: a neglected subject. **Oecologia**, v. 55, n. 1, p. 69-76. 1982.

IVERSON, J. B. **A revised checklist with distribution maps of the turtles of the World**. Earlham College, Richmond, Indiana, EUA. pp. 363. 1992.

KEMENES, A.; PEZZUTI, J. C. B. Estimate of trade traffic of *Podocnemis* (Testudines, Podocnemididae) from the middle Purus River, Amazonas, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 6, n. 2, p. 259-262. 2007.

KLEMENS, M. W. **Turtle Conservation**. Ed. Smithsonian Institution, Washington, D.C. pp. 334, 2000.

LOVICH, J. E.; GIBBONS, J. W. Age at maturity influences adult sex ratio in the turtle *Malaclemys terrapin*. **Oikos**, v. 59, n. 1, p. 126-134. 1990.

LOVICH, J. E.; ENNEN, J. R.; AGHA, M.; GIBBONS, J. W. Where have all the turtles gone, and why does it matter? **BioScience**, v. 68, n. 10, p. 771-781. 2018.

MIORANDO, P. S.; GIARRIZZO, T.; PEZZUTI, J. C. B. Population structure and allometry of *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) in a protected area upstream Belo Monte dam in Xingu River, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 4, p. 2067-2079. 2015.

MOGOLLONES, S. C.; RODRÍGUEZ, D. J.; HERNÁNDEZ, O.; BARRETO, G. R. A demographic study of the arrau turtle (*Podocnemis expansa*) in the Middle Orinoco River, Venezuela. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 9, n. 1, p. 79-89. 2010.

MOLDOWAN, P. D.; BROOKS, R. J.; LITZGUS, J. D. Demographics of injuries indicate sexual coercion in a population of Painted Turtles (*Chrysemys picta*). **Canadian Journal of Zoology**, v. 98, n. 1, p. 269-278. 2020.

MOLL, D.; MOLL, E. O. **The ecology, exploitation and conservation of river turtles**. Ed. Oxford University, New York, EUA, pp. 420. 2004.

PORTELINHA, T.C.; MALVÁSIO, A.; PIÑA, C. I.; BERTOLUCI, J. Population Structure of *Podocnemis expansa* (Testudines: Podocnemididae) in Southern Brazilian Amazon. **Copeia**, v. 2014, n. 4, p.707-715. 2014.

PRITCHARD, P. C. H.; TREBBAU, P. **The Turtles of Venezuela**. Society of the Study of Amphibians and Reptiles. Oxford, Ohio, EUA. pp. 375. 1984.

RENÓ, V. F.; NOVO, E. M.; SUEMITSU, C.; RENNÓ, C. D.; SILVA, T. S. Assessment of deforestation in the Lower Amazon floodplain using historical Landsat MSS/TM imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 12, p. 3446-3456. 2011.

RHODIN, A. G.; VAN DIJK, P. P.; IVERSON, J. B.; SHAFFER, H. B. Turtles of the world, 2010 update: annotated checklist of taxonomy, synonymy, distribution, and conservation status. **Chelonian Research Monographs**, v. 5, n. 3, p. 85-164. 2010.

RUEDA-ALMONACID, J. V., CARR, J. L., MITTERMEIER, R. A., RODRÍGUEZ-MAHECHA, J. V., MAST, R. B., VOGT, R. C.; ... MITTERMEIER, C. G. Las tortugas y los cocodrilianos de los países andinos del trópico. **Serie de guías tropicales de campo**, v. 6, p. 412-423. 2007.

SANTOS, C.; BARROS, I.; WANZELER, R. T.; SERRÃO, E.; FARIAS, M.; LIMA, A. Regionalização hidroclimatológica da bacia hidrográfica do Rio Tapajós. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 91, n. 1, p. 32-51. 2015.

SCHINEIDER, L.; FERRARA, C. F.; VOGT, R. C. Description of behavioral patterns of *Podocnemis erythrocephala* (Spix, 1824) (Testudines: Podocnemididae) (Red-headed river turtle) in captivity, Manaus, Amazonas, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 40, n. 4, p. 763-770. 2010.

SCHINEIDER, L.; FERRARA, C. R.; VOGT, R. C.; BURGER, J. History of turtle exploitation and management techniques to conserve turtles in the Rio Negro Basin of the Brazilian Amazon. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 10, n. 1, p. 149-157. 2011.

SILVA, P. B.; ARANTES, C. C.; FREITAS, C. E.; PETRERE JR, M.; RIBEIRO, F. R. Seasonal hydrology and fish assemblage structure in the floodplain of the lower Amazon River. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 30, n. 2, p. 162-173. 2020.

SMITH, N. J. H. Aquatic turtles of Amazonia: An endangered resource. **Biological Conservation**, v. 16, n. 3, p. 165-176. 1979.

SMITH, R. L.; SMITH, T. M. **Ecology and field biology: hands-on field package**, Benjamin Cummings Publishing, San Francisco, EUA. 2001.

STATSOFT, I. Statistica 7. Tulsa, EUA: Statsoft Inc. 2006.

THORBJARNARSON, J.; LAGUEUX, C.; BOLZE, D.; KLEMENS, M.; MEYLAN, A. Human use of turtle: a worldwide perspective. *In*: KLEMENS, M. (Org.). **Turtle Conservation**. Ed. Smithsonian Institution, Washington, D.C. p. 33-84. 2000.

TOWNSEND, W. R.; BORMAN, A. R.; YIYOGUAJE, E.; MENDUA, L. Cofán Indians' monitoring of freshwater turtles in Zábalo, Ecuador. **Biodiversity & Conservation**, v. 14, n. 11, p. 2743-2755. 2005.

VALENZUELA, N.; BOTERO, R.; MARTINEZ, E. Field study of sex determination in *Podocnemis expansa* from Colombian Amazonia. **Herpetologica**, v. 53, n. 3, p. 390-398. 1997.

VALENZUELA, N. Constant, shift, and natural temperature effects on sex determination in *Podocnemis expansa* turtles. **Ecology**, v. 82, n. 11, p. 3010-3024. 2001.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**, 4th edition prentice-hall, New Jersey, EUA, pp.199. 1999.

CAPÍTULO 4. CAPTURA DE QUELÔNIOS DO GÊNERO *Podocnemis* (TESTUDINES, PODOCNEMIDIDAE) NO MÉDIO TAPAJÓS, BRASIL

4.1 INTRODUÇÃO

Os quelônios de água doce são importantes componentes ecológicos dos ecossistemas aquáticos, devido às suas densidades e biomassas historicamente altas (LOVICH et al., 2018). São também importante componente cultural, pois exercem significativa influência na cultura e economia de populações rurais em diversas partes do mundo (KLEMENS; THORBJARNARSON, 1995; MOLL; MOLL, 2004). Na Amazônia, é bem descrito o uso secular de quelônios do gênero *Podocnemis* como fonte de proteína e para diversos outros fins (SMITH, 1974; 1979; VON HILDEBRAND; BERMÚDEZ; PEÑUELA, 1997; CONWAY-GOMÉZ, 2007; ALVES; SANTANA, 2008; CASAL et al., 2013; PEZZUTI et al., 2018; FONSECA et al., 2020). No período colonial, o uso intensificado e em escala insustentável da tartaruga-da-Amazônia (*Podocnemis expansa*) causou seu drástico declínio populacional, e consequente aumento do consumo de espécies menores, como o tracajá (*Podocnemis unifilis*) e o pitiú ou iacá (*Podocnemis sextuberculata*) (SMITH, 1974; 1979). Dessa forma, a captura para fins comerciais, em conjunto com a coleta de ovos, caracterizou-se historicamente como a principal ameaça para a populações do gênero *Podocnemis* (SMITH, 1974; 1979; JOHNS, 1987; SOINI et al., 1996; VON HILDEBRAND; BERMÚDEZ; PEÑUELA, 1997; FACHÍN-TERÁN; VOGT; THORBJARNARSON, 2004; MOLL: MOLL, 2004; PEZZUTI et al., 2004; REBÊLO et al., 2005; CONWAY-GOMÉZ, 2007; KEMENES; PEZZUTI, 2007).

Para mudar esse cenário, o Brasil implementou uma série de medidas legais, a fim de restringir a captura de quelônios e recuperar suas populações naturais (ALHO, 1985; CASAL et al., 2013; CANTARELLI; MALVÁSIO; VERDADE, 2014; FORERO-MEDINA et al., 2021). Porém, apesar desses esforços, as atividades ilegais voltadas para o abastecimento da cadeia de comercialização de quelônios ainda persistem no Brasil e países vizinhos (CONWAY-GÓMEZ, 2007; KEMENES; PEZZUTI, 2007; PANTOJA-LIMA et al., 2014). Embora a captura de quelônios e a coleta de seus ovos seja uma atividade milenar na Amazônia e que novas ameaças estejam afetando negativamente suas populações, tais como

desmatamentos, poluição e grandes empreendimentos hidrelétricos (FAGUNDES et al., 2018), o conhecimento dos níveis de exploração e pressão de captura de quelônios ainda é uma lacuna para o planejamento de estratégias de conservação com base no uso sustentável (PEZZUTI et al., 2010). Os estudos relacionados à captura de quelônios foram conduzidos em associação à captura de outros componentes da fauna silvestre (HAMES; VICKERS, 1982; PERES; NASCIMENTO, 2006; CAMPOS-SILVA et al., 2017) ou ao consumo e comércio, que deixaram aspectos fundamentais da captura em segundo plano (PANTOJA-LIMA et al., 2014; CHAVES et al., 2017). Exceções foram os estudos etnobiológicos conduzidos por Pezzuti et al. (2004), Rebêlo et al. (2005) e Barboza, Barboza e Pezzuti (2013), e o estudo de Peñaloza et al. (2013), voltado para ecologia de populações.

Para estimar a pressão de captura e compreender seu efeito sobre populações de quelônios, consideramos necessário identificar os aspectos que influenciam nas decisões de quem se dedica a essa atividade, tanto para fins de subsistência como para fins comerciais. Neste estudo, traçamos o perfil da captura de quelônios do gênero *Podocnemis* praticada no Médio Tapajós. Também testamos se o rendimento de captura sofre influência da variação sazonal da cota do rio Tapajós, da distância percorrida para captura e da distância entre as comunidades ribeirinhas e da zona urbana do município de Itaituba em relação ao tabuleiro de Monte Cristo, principal sítio reprodutivo de *P. expansa* no rio Tapajós.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

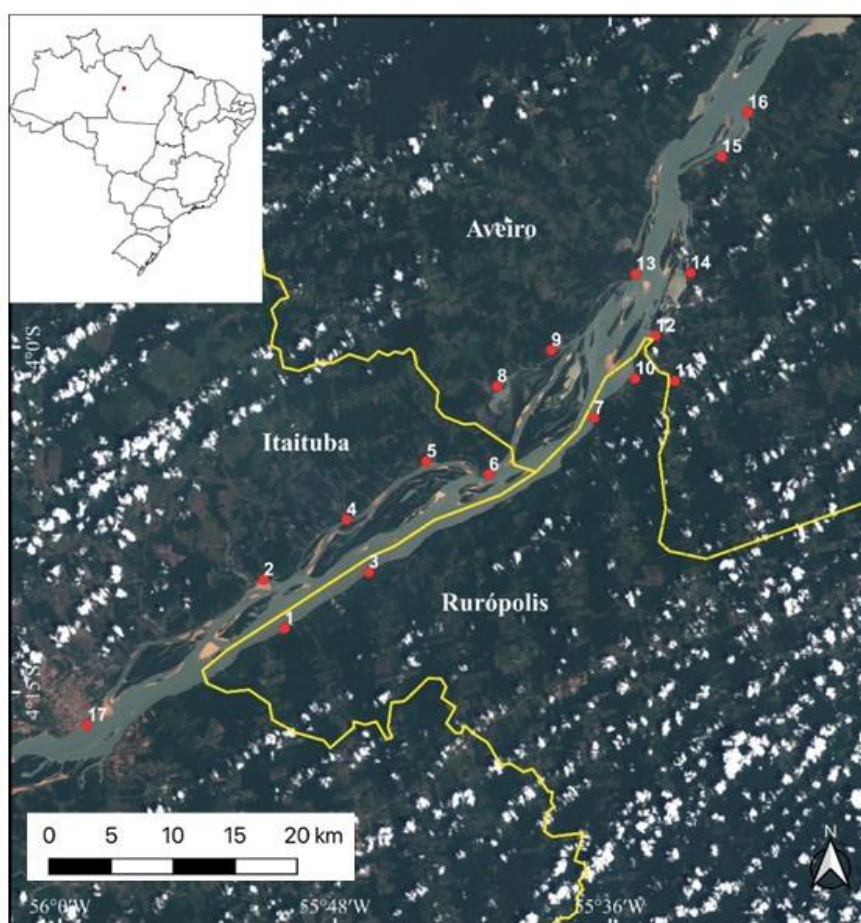
4.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no Médio Tapajós, abrangendo a zona urbana do município de Itaituba e 16 comunidades ribeirinhas pertencentes às zonas rurais dos municípios de Itaituba, Aveiro e Rurópolis, estado do Pará. Nesta região, localiza-se um dos mais importantes sítios reprodutivos de *Podocnemis expansa*, denominado tabuleiro de Monte Cristo (4°4'6.8"S – 55°38'46.3"W). Este local é protegido e monitorado desde 1979 pelo governo federal do Brasil através do Programa Quelônios da Amazônia – PQA, com excelentes resultados na recuperação da população de *P. expansa* na bacia do Tapajós, refletido pelo aumento gradativo do número de filhotes eclodidos ao longo dos anos de atividade (EISEMBERG et al., 2019; FORERO-MEDINA et al., 2021). A região é formada por um mosaico de ilhas cercadas por igarapés, paranás e pequenas lagoas, habitats naturais utilizados por *P. expansa*, *P. unifilis* e *P. sextuberculata* para alimentação e reprodução. O rio Tapajós é um rio de águas claras, com

vazão média anual variando entre 6.150 e 13.000 m³/s, e vazões históricas mínima de 2.448 m³/s e máxima de 29.712 m³/s (ANA, 2021). O clima da região é tropical úmido, tipo Ami, segundo a classificação de Köppen, apresentando temperatura média do ar em torno de 25°C e variação térmica anual de 18,4 a 32,6°C (CARVALHO; SILVA; LOPES, 2004). A precipitação média anual varia em torno de 2.110 mm, sendo a mínima de cerca de 600 mm e a máxima de 3.000 mm, apresentando um período chuvoso de março a maio e pouco chuvoso de agosto a novembro, com umidade relativa do ar em torno de 86% (CARVALHO; SILVA; LOPES, 2004).

O município de Itaituba possui uma área de 62.042,472 km², população estimada de 101.247 habitantes, sendo que 72,5% são moradores da zona urbana e 27,5% moradores da zona rural (IBGE, 2010). A renda média é de 2,3 salários mínimos e o Índice de Desenvolvimento Humano - IDH é de 0,64, sendo 3.244º no ranking dos municípios brasileiros (IBGE, 2010). As 16 comunidades ribeirinhas participantes deste estudo foram: Agrovila, Arauê-pa, Cauaçu-ê-pa, Lago do Pucu, Nazaré, Monte Cristo e Santarenzinho, pertencentes ao município de Rurópolis; Barreiras, Ipaupixuna, Pedra Branca e Moreira, pertencentes ao município de Itaituba; Brasília Legal, Cury Terçá, Cury Timbó, Fordlândia e Monte Carmelo, pertencentes ao município de Aveiro (Figura 12; Tabela 12).

Figura 12 – Imagem de satélite da área de estudo, com limites municipais e IDs das comunidades ribeirinhas participantes e da zona urbana de Itaituba.



Fonte: Lacava, R. V. S. (2022), mapa elaborado para ilustração deste capítulo.

A base econômica da maioria das comunidades é composta pela agricultura e pela pesca, sendo que algumas também contam com a pecuária, comércio, empregos públicos e benefícios governamentais, como bolsa-família, pensões e aposentadorias.

Tabela 12 – Informações básicas das comunidades ribeirinhas participantes do estudo e da zona urbana de Itaituba, localizadas na região do Médio Tapajós.

ID	Localidade	Município	N famílias	Idade da comunidade	Acesso via terrestre
1	Santarenzinho	Rurópolis	20	100	BR-163
2	Ipaupixuna	Itaituba	42	100	Não
3	Nazaré	Rurópolis	47	50	BR-163
4	Pedra Branca	Itaituba	62	100	BR-230
5	Moreira	Itaituba	40	?	BR-230
6	Barreiras	Itaituba	320	140	BR-230
7	Monte Cristo	Rurópolis	21	100	BR-163
8	Cury Terçá	Aveiro	55	200	Não

9	Cury Timbó	Aveiro	20	80	BR-230
10	Lago do Pucu	Rurópolis	25	31	Não
11	Agrovila	Rurópolis	22	96	BR-163
12	Arau-ê-pa	Rurópolis	25	50	BR-163
13	Brasília Legal	Aveiro	170	187	BR-230
14	Monte Carmelo	Aveiro	25	12	BR-230
15	Cauaçu-ê-pa	Rurópolis	196	86	BR-163
16	Fordlândia	Aveiro	320	90	BR-163
17	Zona urbana	Itaituba	17.196	220	BRs-163 e 230

Fonte: Autores (2021).

4.2.2 Delineamento amostral

Os dados foram obtidos através da aplicação de questionários semiestruturados (Apêndice I) em seis campanhas bimensais realizadas entre abril de 2019 e fevereiro de 2020. As comunidades ribeirinhas foram previamente visitadas, oportunidade em que foram apresentadas às lideranças locais a proposta de trabalho, a metodologia a ser aplicada e os objetivos do estudo. O projeto deste estudo foi submetido e aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos, sendo aprovado sob parecer nº 01642618.1.0000.5168. Para cada entrevistado foi entregue um Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (Apêndice II), contendo informações sobre os objetivos do estudo e da garantia do anonimato da sua participação, incluindo as possibilidades de recusa ou desistência a qualquer momento da aplicação da entrevista.

Com esse método, obtivemos informações referentes ao último evento de captura de quelônios em que o entrevistado realizou, incluindo data, meio de locomoção e apetrechos utilizados, número de participantes, ambiente acessado, clima, tempos de deslocamento e de captura, distância percorrida, total de indivíduos capturados, espécie, sexo e biomassa de cada indivíduo capturado, bem como as frequências mensais em que eles realizam as capturas de quelônios. Também registramos quais indivíduos capturados foram consumidos e quais foram comercializados. Nas duas primeiras campanhas, levantamos informações relacionadas ao número total de quelônios capturados pelos entrevistados em 2018, a fim de comparar com as respostas registradas sazonalmente ao longo do ano amostrado.

4.2.3 Análise de dados

Para traçar o perfil da captura de quelônios no Médio Tapajós, descrevemos as técnicas utilizadas por moradores das comunidades participantes e da zona urbana do município de Itaituba. Em adição, comparamos as frequências de uso de técnicas entre si através do teste de Friedman (ZAR, 1999). O mesmo procedimento foi adotado para comparamos as frequências dos tipos de embarcação utilizados para deslocamento, dos ambientes acessados, dos períodos do dia e das condições climáticas em que foram realizadas as capturas. Comparamos a quantidade e biomassa dos quelônios capturados destinados ao consumo de subsistência com os destinados ao comércio ilegal através de testes de Wilcoxon de amostras pareadas (ZAR, 1999). Especificamente para *P. expansa*, comparamos separadamente a quantidade e biomassa de machos e fêmeas destinados ao consumo com os destinados ao comércio ilegal através de testes de Wilcoxon (ZAR, 1999). Por fim, comparamos a proporção de capturas das espécies do gênero *Podocnemis* em 2018 com a de 2019, através do teste T para amostras independentes (ZAR, 1999), a fim de confirmar as informações referentes aos eventos de capturas registrados nas entrevistas. Para verificar quais os fatores influenciam no rendimento de captura, consideramos a captura por unidade de esforço – CPUE, calculada de acordo com a seguinte fórmula:

$$\text{CPUE} = \text{P} / (\text{T} / \text{A}) * \text{p}$$

Onde:

P = número de indivíduos capturados (n) ou biomassa obtida na captura (kg);

T = tempo de forrageio (hora);

A = número de apetrechos utilizados;

p = número de participantes.

As CPUEs foram calculadas considerando somente as técnicas de captura mais frequentemente utilizadas, espinhel e camurim, e para os ambientes mais frequentemente acessados, rio e lago, a fim de evitar desvios resultantes por métodos esporádicos de captura ou realizados em ambientes pouco acessados. As CPUEs foram calculadas independentemente para *P. unifilis*, para *P. expansa*, e para fêmeas de *P. expansa*. Através de modelos lineares generalizados (NELDER; WEDDERBURN, 1972), analisamos as relações entre as CPUEs e as variáveis explicativas distância entre comunidade e local da captura, distância entre

comunidade e tabuleiro do Monte Cristo e cota mensal do rio Tapajós. As distâncias percorridas para captura foram obtidas por meio das entrevistas semiestruturadas. Obtivemos as distâncias entre localidades e o tabuleiro do Monte Cristo por análise de imagem de satélite, enquanto que e as cotas mensais do rio Tapajós foram obtidas através do Sistema de Informações Hidrológicas – HidroWeb (ANA, 2021). Utilizamos o software Statistica, versão 7 (STATSOFT, 2006) para realização dos procedimentos estatísticos, realizados ao nível de significância de $\alpha < 0,05$ (ZAR, 1999).

4.3 RESULTADOS

Entre abril de 2019 e fevereiro de 2020, foram registrados 193 eventos de captura de quelônios, sendo 23 praticados por moradores da zona urbana de Itaituba e 170 por moradores das comunidades ribeirinhas participantes, totalizando 658 quelônios capturados e 3.417 kg de biomassa obtida. Foram registrados 1.539 homens-hora de esforço, com média de dois participantes por evento de captura ($N = 169$; $1-10$; $DP = 0,982$). Participaram 94 pessoas que praticaram a captura de quelônios durante o período estudo, todos do sexo masculino, sendo 22 moradores da zona urbana do município de Itaituba e 72 moradores das comunidades ribeirinhas participantes. A duração média das capturas foi de 10 horas e 30 minutos, incluindo o tempo necessário para o deslocamento até a área de captura, a duração do evento e o tempo necessário para o retorno dos participantes. A frequência média mensal de eventos de captura foi de 5,71 ($N = 85$; $1-30$; $DP = 6,91$), sendo 6,42 no período de seca ($N = 73$; $1-30$; $DP = 7,15$) e no 2,48 período de cheia ($N = 47$; $1-8$; $DP = 1,65$) (Tabela 13).

Tabela 13 – Número de entrevistados, de eventos de captura e frequências médias mensais dos períodos de seca e cheia por localidade no Médio Tapajós

Localidade	N entrevistados	N capturas	Frequência mensal seca*	Frequência mensal cheia*
Agroviola	3	0	0	0
Arau-ê-pa	5	13	1,5	1
Barreira	15	51	9,23	6,42
Brasília Legal	6	18	8,13	1
Cauaçu-ê-pa	6	14	3,75	3,66
Cury Terçá	7	13	3,5	3

Cury Timbó	4	10	9,25	2,5
Fordlândia	8	18	6,35	4
Ipaupixuna	0	0	0	0
Lago do Pucu	0	0	0	0
Monte Carmelo	1	3	0	0
Monte Cristo	2	3	0,75	0
Moreira	8	16	10	3,5
Nazaré	2	4	0,5	0
Pedra Branca	4	5	1	1
Santarenzinho	1	2	0	0
Itaituba	22	23	4	2,16

* As frequências de valor 0 se referem ao perfil dos entrevistados, que alegaram praticar a captura de quelônios de forma esporádica ou oportunista, ou à ausência de informações.

Fonte: Autores (2021).

A metodologia aplicada neste estudo não registrou eventos de captura realizados pelos entrevistados das comunidades Agrovila, Ipaupixuna e Lago do Pucu, estando elas, portanto, ausentes das análises estatísticas. Registramos as seguintes técnicas de captura de quelônios: camurim, coleta manual, espinhel, flecha, linha, malhadeira, tapuá e tarrafa. O camurim é um pedaço curto de linha com uma boia de isopor e um anzol iscado, apetrecho utilizado o ano inteiro em ambientes lênticos, como lagos e enseadas, onde são colocados diversos camurins e uma linha no acesso do corpo hídrico, a fim de impedir os indivíduos iscados de fugirem para fora do corpo hídrico. A coleta manual é a captura de fêmeas em terra, quando estão desovando, sendo restrita a este período. O espinhel é uma linha grossa principal, com pedaços curtos de linha com anzóis iscados armados em intervalos regulares, utilizado em ambientes lênticos e lóticos. A flecha é uma arte de captura herdada dos povos indígenas, atualmente é praticada somente pelos ribeirinhos mais experientes, e consiste em lançar uma flecha amarrada em uma corda na carapaça do quelônio quando emerge à superfície para respirar. A captura com linha é praticada o ano inteiro e consiste em uma linha presa a um anzol com tamanho variável, com o tipo de isca variando de acordo com o hábito alimentar da espécie. A malhadeira é uma rede armada visando interceptar as rotas de deslocamento dos cardumes de quelônios, utilizada tanto em ambientes lênticos como em ambientes lóticos. O tapuá, ou jaticá, é um artefato amplamente utilizado para captura de quelônios em toda a bacia amazônica,

é um tipo de arpão sem farpa acoplado a uma haste, com uma corda amarrada, utilizado para perfurar a carapaça dos quelônios. A tarrafa é uma rede de arremesso que visa capturar quelônios em ambientes lênticos.

A técnica de espinhel foi a mais frequentemente utilizada, seguida da técnica de camurim, diferindo significativamente dentre as demais ($N = 14$; $GL = 7$; $r = 0,68848$; $p = 0,000$). Os meios de locomoção utilizados nas capturas foram o deslocamento a pé, bajara, rabeta, canoa, barco e voadeira.

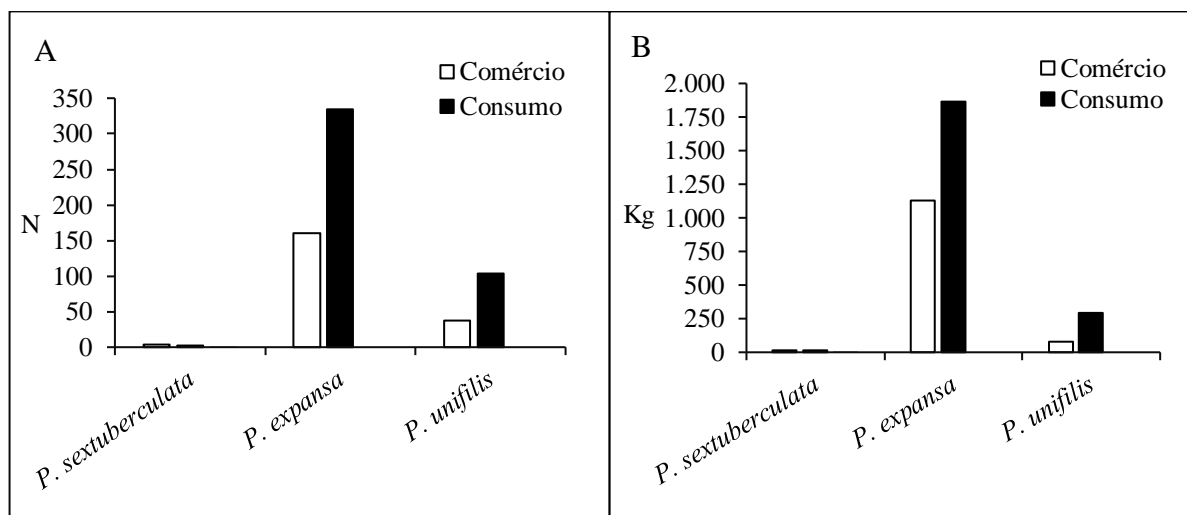
As frequências diferiram significativamente entre si ($N = 14$; $GL = 7$; $r = 0,74546$; $p = 0,000$), indicando a rabeta como o meio de locomoção mais frequentemente utilizado, seguido da canoa a remo. Os ambientes acessados foram igapó, igarapé, lago, praia e rio, sendo os mais frequentemente acessados o rio e lago, diferindo significativamente dos demais ($N = 14$; $GL = 4$; $r = 0,8473$; $p = 0,000$).

As condições climáticas em que as capturas foram realizadas foram climas bom, nublado e chuvoso. Apesar de haver 51 registros de captura em que os entrevistados não souberam responder em que condições climáticas os eventos de captura foram realizados, houve predominância de eventos de captura realizados no clima bom, que diferiu significativamente dos demais ($N = 14$; $GL = 2$; $r = 0,78595$; $p = 0,000$).

As capturas de quelônios foram realizadas em todos os períodos do dia (manhã, tarde, noite e madrugada), porém com menor frequência na madrugada, que diferiu significativamente dos demais períodos ($N = 14$; $GL = 3$; $r = 0,36358$; $p = 0,000$).

O número de quelônios capturados destinados ao consumo foi significativamente maior que os destinados ao comércio ilegal ($N = 14$; $Z = 3,2957$; $p = 0,000$) (Figura 13A), porém, apesar da biomassa obtida nas capturas destinada ao consumo ser maior que a destinada ao comércio ilegal, não diferiram significativamente ($N = 14$; $Z = 1,9146$; $p = 0,055$) (Figura 13B). Registramos um evento de captura de dois espécimes de perema (*Rhinoclemmys punctularia*), sendo um consumido e outro comercializado, mas excluímos este evento das análises de dados.

Figura 13 – Número e biomassa de quelônios do gênero *Podocnemis* capturados no Médio Tapajós entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020.



Destinação dada aos quelônios capturados no Médio Tapajós entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020, referente ao número de indivíduos capturados por espécie (A) e à biomassa obtida nas capturas por espécie (B).

Fonte: Autores (2022).

Não encontramos diferenças significativas entre as proporções de captura entre 2018 e de 2019 (N *P. sextuberculata* = 15; T para amostras independentes = 0,2; GL = 28; p = 0,842), (N *P. unifilis* = 15; T para amostras independentes = 1,876; GL = 28; p = 0,071) e (N *P. expansa* = 15; T para amostras independentes = 1,371; GL = 28; p = 0,181) (Tabela 14).

Tabela 14 – Proporção de quelônios capturados em 2018 e 2019 no Médio Tapajós.

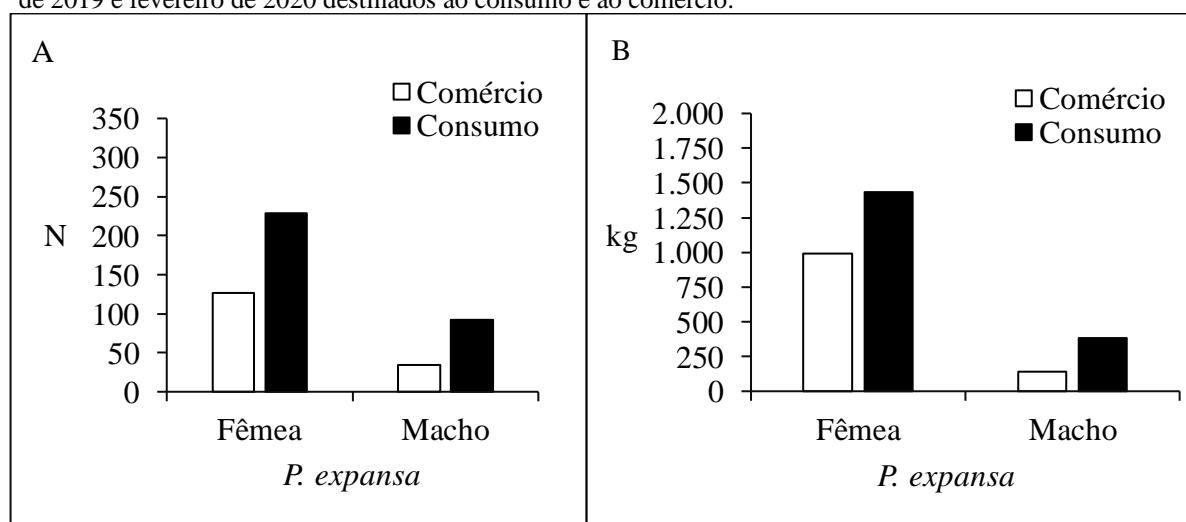
Localidade	2018			2019		
	<i>P. sextuberculata</i>	<i>P. unifilis</i>	<i>P. expansa</i>	<i>P. sextuberculata</i>	<i>P. unifilis</i>	<i>P. expansa</i>
Arau-ê-pa	0,00	72,22	27,78	0,00	25,00	75,00
Barreiras	0,00	17,82	82,18	1,57	5,91	92,52
Brasília legal	0,00	48,13	51,87	0,00	48,00	52,00
Cauaçu-ê-pa	0,00	50,23	49,77	0,00	52,63	47,37
Cury Terçá	0,00	62,50	37,50	0,00	29,41	70,59
Cury Timbó	0,00	10,00	90,00	0,00	26,32	73,68
Fordlândia	7,03	19,53	73,44	1,61	30,65	67,74
Ipaupixuna	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Monte Carmelo	0,00	20,83	79,17	0,00	25,00	75,00
Monte Cristo	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00
Moreira	0,00	36,71	63,29	0,00	38,46	61,54
Nazaré	0,00	0,00	100,00	14,29	21,43	64,29
Pedra Branca	0,00	0,00	100,00	0,00	30,77	69,23
Santarenzinho	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	75,00
Itaituba	0,00	23,20	76,80	0,00	23,53	76,47
<i>N</i>	9	646	2.084	7	145	506
%	0,33	23,59	76,09	1,06	22,04	76,90

Fonte: Autores (2022).

O número de machos de *P. expansa* destinado ao consumo foi significativamente maior que o destinado ao comércio ilegal ($N = 14$; $Z = 2,8303$; $p = 0,004$), o mesmo ocorrendo com o número de fêmeas ($N = 14$; $Z = 2,3541$; $p = 0,018$) (Figura 14A). A biomassa de machos de *P. expansa* obtida nas capturas destinada ao consumo foi significativamente maior que a destinada ao comércio ilegal ($N = 13$; $Z = 2,411$; $p = 0,015$), porém não houve diferença significativa para a biomassa de fêmeas de *P. expansa* ($N = 14$; $Z = 1,7891$; $p = 0,073$) (Figura 14B).

Figura 14 – Número e biomassa de fêmeas e machos de *P. expansa* capturados no Médio Tapajós entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020 destinados ao consumo e ao comércio.



Destinação dada indivíduos de *P. expansa* capturados no Médio Tapajós entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020, referente ao número de indivíduos capturados por sexo (A) e à biomassa obtida nas capturas por sexo (B).
Fonte: Autores (2022).

O número de fêmeas de *P. expansa* capturadas foi significativamente maior do que número de machos de *P. expansa* capturados ($N = 14$; $GL = 1$; $r = 0,4725$; $p = 0,007$), assim como foi significativamente maior do que machos de *P. expansa* somado ao número de indivíduos de *P. unifilis* capturados ($N = 14$; $GL = 3$; $r = 0,694$; $p = 0,000$).

Os modelos lineares generalizados foram elaborados considerando os fatores ambiente (rio e lago) e técnicas de captura (espinhel e camurim), e que as variáveis respostas CPUEs encontradas apresentaram distribuição de Poisson, utilizando como função de ligação a raiz quadrada (FOSTER; BRAVINGTON, 2013). O modelo linear para CPUE com base no número de indivíduos de *P. unifilis* capturados demonstrou que a distância percorrida para captura exerceu influência inversamente proporcional no rendimento (Figura 15), e que espinhel foi a técnica que apresentou melhor rendimento em relação à técnica de camurim (Tabela 15).

O modelo linear para CPUE com base na biomassa de *P. unifilis* obtida nas capturas demonstrou que a cota mensal do rio Tapajós influenciou positivamente o rendimento (Figuras 15 e 16). Além disso, o modelo demonstrou que as capturas realizadas no ambiente rio e as capturas com uso da técnica de espinhel apresentaram melhor rendimento em relação às capturas realizadas no ambiente lago e ao uso da técnica de camurim (Tabela 16).

Tabela 15 – Modelo linear generalizado representando a influência de três fatores sobre o rendimento de captura de *P. unifilis* no Médio Tapajós com base no número de indivíduos capturados entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020 ($n = 35$).

Fator	Nível do efeito	Estimativa	Erro Padrão	Wald x^2	p
Interceptação		2,285	0,628	13,228	0,000
Cota do rio Tapajós		-0,002	0,001	3,455	0,063
Distância do Tabuleiro de Monte Cristo		0,000	0,014	0,001	0,974
Distância percorrida para captura		-0,134	0,036	13,916	0,000
Ambiente	rio	-0,388	0,205	3,587	0,058
Técnica	espinhel	-0,534	0,209	6,499	0,011
Ambiente*técnica		0,050	0,098	0,262	0,609

Fonte: Autores (2022).

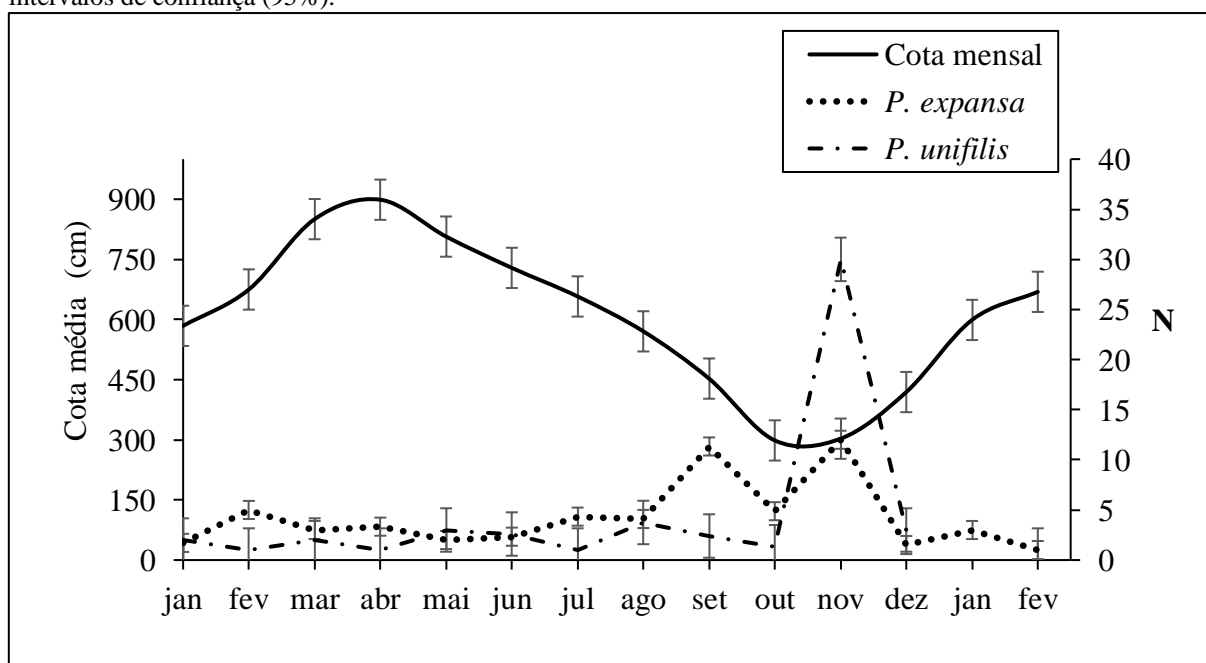
Tabela 16 – Modelo linear generalizado representando a influência de três fatores sobre o rendimento de captura de *P. unifilis* no Médio Tapajós com base na biomassa obtida na captura entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020 ($n = 30$).

Fator	Nível do efeito	Estimativa	Erro Padrão	Wald x^2	<i>P</i>
Interceptação		0,514	0,390	1,733	0,188
Cota do rio Tapajós		0,002	0,001	11,612	0,001
Distância do Tabuleiro de Monte Cristo		-0,017	0,011	2,340	0,126
Distância percorrida para captura		-0,035	0,026	1,783	0,182
Ambiente	rio	0,344	0,142	5,883	0,015
Técnica	espinhel	-1,191	0,129	85,004	0,000
Ambiente*técnica		-0,158	0,124	1,619	0,203

Fonte: Autores (2022).

O modelo linear para CPUE com base no número de indivíduos de *P. expansa* capturados demonstrou que a distância percorrida para captura influenciou positivamente no rendimento, enquanto que a distância da comunidade em relação ao Tabuleiro de Monte Cristo exerceu influência inversamente proporcional (Figura 15).

Figura 15 – Representação gráfica da relação entre cota média mensal do rio Tapajós e média mensal do número de indivíduos de *P. expansa* e *P. unifilis* capturados entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020, com respectivos intervalos de confiança (95%).



Fonte: Autores (2022).

O modelo também demonstrou que as capturas realizadas no ambiente rio associadas ao uso da técnica de espinhel apresentaram rendimento significativamente maior em relação às demais interações de ambiente e técnica (Tabela 17).

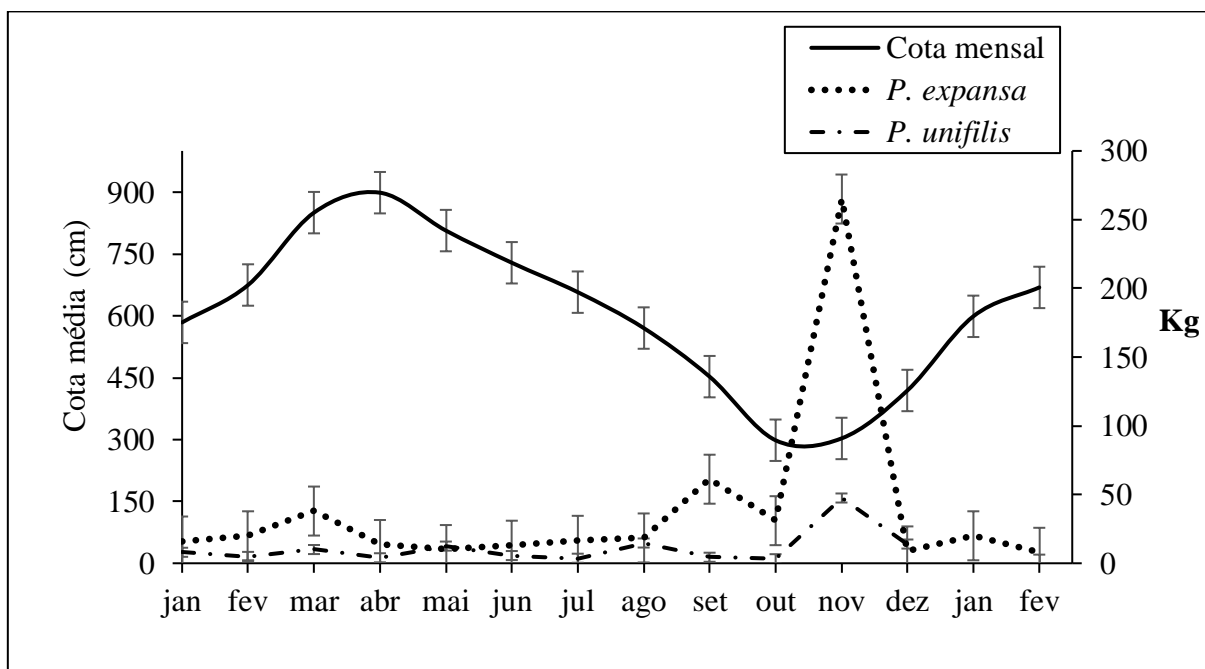
Tabela 17 – Modelo linear generalizado representando a influência de três fatores sobre o rendimento de captura de *P. expansa* no Médio Tapajós com base no número de indivíduos capturados entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020 ($n = 78$).

Fator	Nível do efeito	Estimativa	Erro Padrão	Wald χ^2	<i>P</i>
Interceptação		1,993	0,465	18,407	0,000
Cota do rio Tapajós		0,000	0,001	0,005	0,942
Distância do Tabuleiro de Monte Cristo		-0,081	0,008	107,866	0,000
Distância percorrida para captura		0,050	0,007	57,728	0,000
Ambiente	rio	0,503	0,100	25,176	0,000
Técnica	espinhel	-1,537	0,101	232,051	0,000
Ambiente*técnica		-0,326	0,096	11,452	0,001

Fonte: Autores (2022).

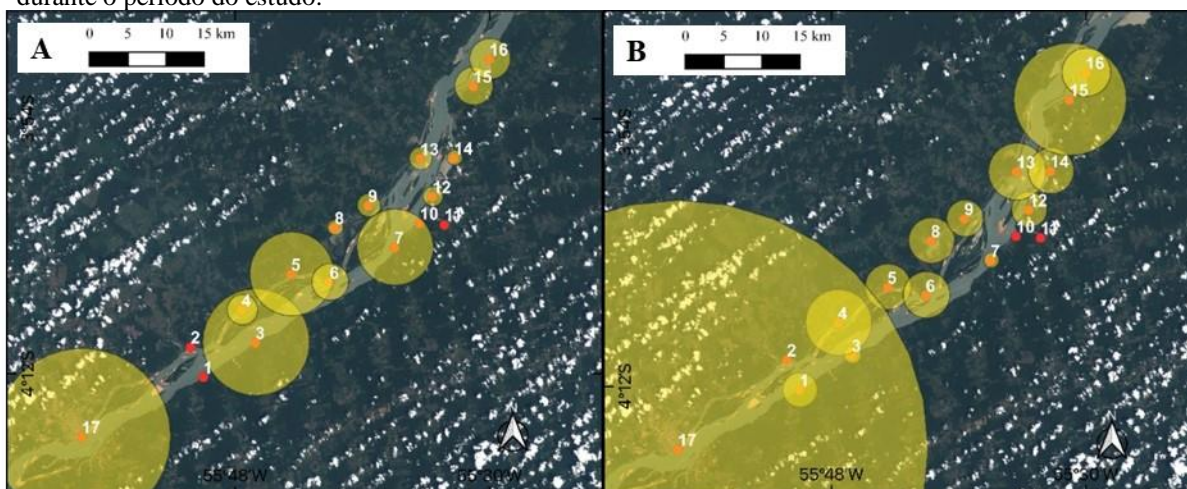
O modelo linear para CPUE com base na biomassa de *P. expansa* demonstrou que a distância percorrida para captura influenciou positivamente no rendimento, enquanto que a distância da comunidade em relação ao Tabuleiro de Monte Cristo e a cota mensal do rio Tapajós exerceram influência inversamente proporcional (Figuras 15, 16 e 17).

Figura 16 – Representação gráfica da relação entre cota média mensal do rio Tapajós e biomassa média mensal de *P. expansa* e *P. unifilis* obtida nas capturas entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020, com respectivos intervalos de confiança (95%).



Fonte: Autores (2022).

Figura 17 – Distâncias médias percorridas para prática de captura de *P. expansa* e *P. unifilis* no Médio Tapajós durante o período do estudo.



Distâncias médias percorridas por localidade para prática de captura de *P. expansa* e *P. unifilis* nos períodos de cheia (A) e seca (B), no Médio Tapajós.

Fonte: Autores (2022).

Assim como ocorreu com a CPUE com base no número de indivíduos capturados, o modelo demonstrou que as capturas realizadas no ambiente rio associadas ao uso da técnica de espinhel apresentaram rendimento significativamente maior em relação às demais interações (Tabela 18).

Tabela 18 – Modelo linear generalizado representando a influência de três fatores sobre o rendimento de captura de *P. expansa* no Médio Tapajós com base na biomassa obtida nas capturas entre janeiro de 2019 e fevereiro de 2020 ($n = 67$).

Fator	Nível do efeito	Estimativa	Erro Padrão	Wald x^2	p
Interceptação		6,991	0,201	1204,530	0,000
Cota do rio Tapajós		-0,005	0,000	229,601	0,000
Distância do Tabuleiro de Monte Cristo		-0,081	0,003	589,546	0,000
Distância percorrida para captura		0,020	0,003	48,221	0,000
Ambiente	rio	0,431	0,048	80,496	0,000
Técnica	espinhel	-1,976	0,052	1423,651	0,000
Ambiente*técnica		-0,237	0,047	25,941	0,000

Fonte: Autores (2022).

4.4 DISCUSSÃO

Os resultados encontrados demonstraram que a captura de quelônios no Médio Tapajós ocorre sistematicamente ao longo do ano, se intensificando no período de seca, sendo praticada exclusivamente por homens residentes nas comunidades ribeirinhas e na zona urbana do município de Itaituba. Os meios de locomoção mais utilizados nas capturas foi a rabeta, seguido da canoa a remo. Os ambientes mais acessados foram o rio e lago, em condições climáticas predominantemente boas, sem preferência de período do dia para a prática da captura.

As técnicas de capturas registradas em diferentes localidades da Amazônia brasileira diferem quanto aquelas utilizadas com maior frequência no Médio Tapajós. Neste estudo registramos sete técnicas distintas de captura de quelônios, com destaque para o espinhel e camurim, que apresentaram as maiores frequências de uso durante o período do estudo. Por outro lado, Rebêlo et al. (2005), no estudo realizado no Parque Nacional do Jaú, localizado no rio Negro, identificaram a baliza associada ao jaticá como a técnica mais frequente, voltada para captura da tartaruga cabeçuda (*Peltocephalus dumerilianus*) e utilizada ao longo do ano. Também identificaram a técnica de mergulho, utilizada no período de seca para captura de *P. dumerilianus* e *P. unifilis*. Barboza, Barboza e Pezzuti (2013) identificaram 15 técnicas na várzea amazônica, com destaque para a soca-soca, artefato constituído por uma vara de madeira

utilizada na busca ativa de *P. unifilis* enterrados no sedimento durante o período de seca, o rapazinho, que consiste em uma linha com anzol iscado, cuja extremidade é fixada na beira de lago, o puçá, haste com aro e uma rede em forma de saco, a bubuia, rede que fica à deriva no rio, boiando, com uma das pontas amarrada em uma grande boia e a outra guiada pelo pescador, utilizada para captura de *P. sextuberculata*, além do uso de armas de fogo. Félix-Silva et al. (2018) não registraram as técnicas de camurim e tarrafa em seu estudo realizado na Floresta Nacional de Caxiuanã, porém identificaram o paneiro, que consiste em um cesto de cipó que funciona como armadilha com uso de isca para atração de quelônios, o puçá e a zagaia, um tridente farpado na ponta mais utilizado na pesca.

As estratégias de captura adotadas no Médio Tapajós apresentaram alta relação aos ambientes rio e lago, com evidente busca por eficiência, e voltadas preferencialmente para fêmeas de *P. expansa* e secundariamente para *P. unifilis*. Resultados semelhantes foram encontrados por Peñaloza et al. (2013) no Médio Orinoco, apontando uma maior frequência de captura de *P. expansa* em comparação a *P. unifilis* e *Podocnemis vogli*. No entanto, os resultados diferiram de Rebêlo et al. (2005) em seu estudo no rio Negro, que identificaram *P. dumerilianus* como a espécie mais capturada, seguida de *P. unifilis*, irapuca (*Podocnemis erythrocephala*) e somente então *P. expansa*, porém estes pesquisadores não investigaram quais fatores influenciaram nesta composição.

As tendências de captura voltadas para *P. expansa* identificadas neste estudo podem decorrer da sua maior abundância em relação *P. unifilis* e *P. sextuberculata*, pois os esforços empregados pelo PQA desde 1978 direcionaram o manejo conservacionista para recuperação das populações naturais voltado especificamente para esta espécie. Por conta dessa estratégia de manejo, o PQA ofereceu menor proteção efetiva a *P. unifilis* e *P. sextuberculata*, além de não produzir informações ecológicas básicas sobre estas espécies, tais como a composição das espécies do gênero *Podocnemis* para a região. No entanto, a preferência local em capturar *P. expansa* também pode estar relacionada ao maior rendimento em relação às demais espécies, que na prática reflete em mais refeições para mais consumidores ao menor esforço de captura, conforme os pressupostos da Teoria do Forrageio Ótimo (HAMES; VICKERS, 1982; STEPHENS; KREBS, 1987; VICKERS, 1994; JANSSEN; HILL, 2014), e em última análise, em maior valor monetário quando ocorre o comércio (KEMENES; PEZZUTI, 2007; PEÑALOZA et al., 2013).

No Médio Tapajós, a captura de quelônios ocorre mais frequentemente para fins de subsistência que para fins comerciais. A análise deste componente indica que apesar do consumo de subsistência ser mais frequente que o comércio, os espécimes de maior tamanho

são destinados ao comércio, notadamente as fêmeas de *P. expansa*, enquanto que os espécimes imaturos são consumidos em caráter de subsistência. Esta relação entre consumo e comércio denota um traço cultural presente em várias comunidades rurais da Amazônia, sendo registrada na Venezuela por Hernández e Espín (2003) e Peñaloza et al. (2013). Porém, onde a preferência de consumo recai para as espécies menores, tais como *P. sextuberculata* e *P. unifilis*, estas são comercializadas localmente, como registrado no rio Purus por Pantoja-Lima et al. (2014), enquanto que *P. expansa* é destinada ao comércio em grandes centros consumidores, como a cidade de Manaus (KEMENES; PEZZUTI, 2007). A cadeia de comércio ilegal que atende à demanda dos centros urbanos, dependente exclusivamente do tráfico de quelônios e recorrente em grande parte da Amazônia, carecem de informações precisas sobre a quantidade de quelônios que sai de cada região. Isso ocorre devido à natureza complexa desta atividade ilegal, motivo de receio de quem a pratica tem em colaborar com informações sobre quantidades, origem e valores de compra e venda. Por conta disso, os estudos com foco no comércio ilegal via de regra apresentam um recorte em escala local (HERNÁNDEZ; ESPÍN, 2003; PEÑALOZA et al., 2013; PANTOJA-LIMA et al., 2014), o que de certa forma subestima a quantidade de quelônios explorados localmente que realmente é destinada ao comércio.

Os modelos lineares generalizados apontaram alta correlação entre os fatores distância percorrida para captura, distância entre as comunidades e a zona urbana do município de Itaituba em relação ao tabuleiro de Monte Cristo e a cota mensal do rio Tapajós. Essas correlações podem ser explicadas por decorrência do pulso de inundação, que altera a dinâmica da atividade de captura de quelônios do gênero *Podocnemis* no Médio Tapajós ao longo do ano. No período de cheia, as capturas ocorreram mais próximas às comunidades, enquanto que no período de seca as capturas ocorreram em locais mais distantes, porém mais próximas ao tabuleiro do Monte Cristo. Essa dinâmica de captura é motivada pela alta concentração de *P. expansa* no período reprodutivo, e mesmo que haja um esforço considerável do governo brasileiro para coibir a captura ilegal, esta prática persiste na região. A diferença na composição das espécies capturadas ao longo do ano pode se dever à captura seletiva voltada para *P. expansa*, mas também por diferenças de distribuição das espécies no Médio Tapajós. Este fato ocorre devido à tendência de *P. unifilis* ser residente, migrando curtas distâncias (ESCALONA et al., 2009; NAVEDA-RODRÍGUEZ; CUEVA; ZAPATA-RÍOS, 2018), refletindo em uma baixa variação de densidade relativa e biomassa ao longo do ano. Ao contrário, *P. expansa* migra em cardumes por grandes distâncias (CARNEIRO; PEZZUTI, 2015), refletindo em uma alta variação de abundância e densidade relativas e biomassa entre períodos de seca e cheia (HERNÁNDEZ; ESPÍN, 2006; PORTELINHA et al., 2014). Rebêlo et al. (2005) e Peñaloza et

al. (2013) chegaram a conclusões semelhantes, considerando as diferenças de habitats e as peculiaridades locais de onde os respectivos estudos foram conduzidos.

O consumo de quelônios amazônicos é uma realidade e um direito das populações rurais tradicionais, e sua criminalização por si só não garante a redução da pressão de captura praticada em boa parte da Amazônia (FONSECA et al., 2020). Diversos estudos registraram variados graus de sucesso das experiências de manejo sustentável em escala comunitária e recuperação populacional de quelônios aquáticos na Amazônia (FACHÍN-TERÁN; VOGT; THORBJARNARSON, 2004; PEZZUTI et al., 2010; PEÑALOZA, 2011; CAMILLO et al., 2012; MIORANDO et al., 2013; CAMPOS-SILVA et al., 2018; PEZZUTI et al., 2018), devendo, portanto, ser considerada como uma estratégia válida para conservação da biodiversidade, em complemento a estratégias de comando e controle e de educação ambiental. Segundo Fonseca et al. (2020), as restrições legais do uso de quelônios dificultam o monitoramento e o manejo, que poderiam e deveriam ser regulados pelo poder público, visando a conservação dos quelônios por meio do uso sustentável, através do manejo de escala comunitária. Além disso, por utilizar o conhecimento tradicional sobre hábitos alimentares e comportamentos reprodutivos de quelônios, o manejo de escala comunitária é dinâmico e adaptável, conforme as circunstâncias locais exigirem (PEZZUTI et al., 2010; BARBOZA; BARBOZA; PEZZUTI, 2013; FÉLIX-SILVA et al., 2018; PEZZUTI et al., 2018). Destaca-se que a regulamentação do manejo de quelônios *in situ* não significa a liberação irrestrita da atividade de captura, e sim a garantia do meio de vida das populações tradicionais, ao mesmo tempo que promove a manutenção de populações de quelônios utilizadas, bem como a integridade dos ecossistemas (PEZZUTI et al., 2010; BARBOZA; BARBOZA; PEZZUTI, 2013; FÉLIX-SILVA et al., 2018; FONSECA et al., 2020).

4.5 CONCLUSÃO

A captura de quelônios no Médio Tapajós ocorre ao longo do ano, se intensificando no período de seca, sendo praticada visando tanto o consumo para subsistência como o comércio. As técnicas mais frequentemente utilizadas visam a captura de *P. expansa* e *P. unifilis*, sendo que as fêmeas são mais visadas que machos. Concluímos que é de suma importância que o PQA direcione esforços de monitoramento e manejo conservacionista para *P. unifilis* e *P. sextuberculata*, semelhante ao que é feito com *P. expansa*. Considerando que as ferramentas de gestão ambiental disponíveis para conservação de quelônios, tais como ações de comando e controle, campanhas de educação ambiental, criação de áreas protegidas e

implementação de programas conservacionistas, estão sujeitas a limitações logísticas, financeiras e de recursos humanos, consideramos que o manejo de vida livre é uma alternativa viável para conservação de quelônios na Amazônia. Em paralelo, entendemos ser necessário garantir a segurança alimentar das comunidades ribeirinhas, através de medidas de proteção dos estoques pesqueiros, regulação da pesca comercial e implementação da cadeia produtiva do pescado na região, além de promover a geração de renda por meio de incentivos à agricultura familiar e atividades de ecoturismo, com resgate de componentes culturais e identitários, tais como folclore, artesanato e culinária.

REFERÊNCIAS

ALHO, C. J. R. Conservation and management strategies for commonly exploited Amazonian turtles. **Biological Conservation**, v. 32, n. 4, p. 291-298. 1985.

ALVES, R. R.; SANTANA, G. G. Use and commercialization of *Podocnemis expansa* (Schweiger 1812) (Testudines: Podocnemididae) for medicinal purposes in two communities in North of Brazil. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 4, n. 1, p. 1-6. 2008.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. HidroWeb, Sistema de Informações Hidrológicas. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb>, acesso em 28 de maio de 2021.

BARBOZA, R. S. L.; BARBOZA, M. S. L.; PEZZUTI, J. C. B. "Estava pescando de malhadeira, vi na praia uns cascos brilhando, era luar, abeirei a terra e fui pegar": práticas de pesca de quelônios na várzea Amazônica (Santarém-PA). **Amazônica-Revista de Antropologia**, v. 5, n. 3, p. 622-653. 2013.

CAMILLO, C. S.; SANTOS, O. M.; SOUSA, I. S.; QUEIRÓZ, H. L. Community-Based Freshwater Turtle Conservation in Middle Solimões River, AM, Brazil. **Scientific Magazine UAKARI**, v. 8, n. 1, p. 33-44. 2012.

CAMPOS-SILVA, J. V.; HAWES, J. E.; ANDRADE, P. C.; PERES, C. A. Unintended multispecies co-benefits of an Amazonian community-based conservation programme. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 650-656. 2018.

CANTARELLI, V. H.; MALVÁSIO, A.; VERDADE, L. M. Brazil's *Podocnemis expansa* Conservation Program: Restrospective and Future Directions. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 13, n. 1, p. 124-128. 2014.

CARNEIRO, C. C.; PEZZUTI, J. C. B. *Podocnemis expansa* post-reproductive migration. **Herpetological Review**, v. 46, p. 244-245. 2015.

CARVALHO, J. O. P. D.; SILVA, J. N. M.; LOPES, J. D. C. A. Growth rate of a terra firme rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 2, p. 209-217. (2004).

CASAL, A. C.; FORNELINO, M. M.; RESTREPO, M. F. G.; TORRES, M. A. C.; VELASCO, F. G. Uso histórico y actual de las tortugas charapa (*Podocnemis expansa*) y terecay (*Podocnemis unifilis*) en la Orinoquia y la Amazonia. **Biota Colombiana**, v. 14, n. 1, p. 45-64. 2013.

CHAVES, W. A.; WILKIE, D. S.; MONROE, M. C.; SIEVING, K. E. Market access and wild meat consumption in the central Amazon, Brazil. **Biological Conservation**, v. 212, p. 240-248. 2017.

CONWAY-GÓMEZ, K. M. Effects of Human Settlements on Abundance of *Podocnemis unifilis* and *P. expansa* Turtles in Northeastern Bolivia. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 6, n. 2, p. 199-205. 2007.

EISEMBERG, C. C.; VOGT, R. C.; BALESTRA, R. A. M.; REYNOLDS, S. J.; CHRISTIAN, K. A. Don't put all your eggs in one basket—Lessons learned from the largest-scale and longest-term wildlife conservation program in the Amazon Basin. **Biological Conservation**, v. 238, 108182. 2019.

ESCALONA, T.; ENGSTROM, T. N.; HERNANDEZ, O. E.; BOCK, B. C.; VOGT, R. C.; VALENZUELA, N. Population genetics of the endangered South American freshwater turtle, *Podocnemis unifilis*, inferred from microsatellite DNA data. **Conservation Genetics**, v. 10, n. 6, p. 1683-1696. 2009.

FACHÍN-TERÁN, A.; VOGT, R. C.; THORBJARNARSON, J. B. Patterns of Use and Hunting of Turtles in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Amazonas, Brazil. *In*: SILVIUS, K. M.; BODMER, R. E.; FRAGOSO, J. M. V. (Orgs.). **People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America**. Ed. Columbia University, Nova York, EUA, p. 362-377. 2004.

FAGUNDES, C. K.; VOGT, R. C.; SOUZA, R. A.; MARCO JR, P. Vulnerability of turtles to deforestation in the Brazilian Amazon: Indicating priority areas for conservation. **Biological Conservation**, v. 226, p. 300-310. 2018.

FÉLIX-SILVA, D.; VIDAL, M. D.; JÚNIOR, J. B. A.; PEZZUTI, J. C. B. Caracterização das atividades de caça e pesca na Floresta Nacional de Caxiuanã, Pará, Brasil, com ênfase no uso de quelônios. **Biodiversidade Brasileira**, v. 8, n. 2, p. 232-250. 2018.

FONSECA, R. A.; MELO, S.; MIORANDO, P. S.; PEZZUTI, J. C. B. Manejo e conservação de quelônios na Amazônia brasileira. **Papers do NAEA**, v. 29, n. 2. 2020.

FORERO-MEDINA, G.; FERRARA, C. R.; VOGT, R. C.; FAGUNDES, C. K.; BALESTRA, R. A. M.; ANDRADE, P. C.; ... HORNE, B. D. On the future of the giant South American river turtle *Podocnemis expansa*. **Oryx**, v. 55, n. 1, p. 73-80. 2021.

FOSTER, S. D.; BRAVINGTON, M. V. A Poisson–Gamma model for analysis of ecological non-negative continuous data. **Environmental and ecological statistics**, v. 20, n. 4, p. 533-552. 2013.

HAMES, R. B.; VICKERS, W. T. Optimal diet breadth theory as a model to explain variability in Amazonian hunting. **American Ethnologist**, v. 9, n. 2, p. 358-378. 1982.

HAWKES, K.; O'CONNELL, J. On Optimal Foraging Models and subsistence transitions. **Current anthropology**, v. 33, n. 1, p. 63-66. 1992.

HERNÁNDEZ, O.; ESPÍN, R. The illegal consumption of river turtles by local communities in the Middle Orinoco River, Venezuela. **Acta Biologica Venezuelica**, v. 23, n. 2-3, p. 17-26. 2003.

HERNÁNDEZ, O.; ESPÍN, R. Efectos del reforzamiento sobre la población de tortuga Arrau (*Podocnemis expansa*) en el Orinoco medio, Venezuela. **Interciencia**, v. 31, n. 6, p. 424-430. 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Senso 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/itaituba/panorama>, acesso em: 17 de julho de 2021.

JANSSEN, M. A.; HILL, K. Benefits of grouping and cooperative hunting among Ache hunter-gatherers: insights from an agent-based foraging model. **Human Ecology**, v. 42, n. 6, p. 823-835. 2014.

JOHNS, A. D. Continuing problems for Amazon river turtles. **Oryx**, v. 21, n. 1, p. 25-28. 1987.

KEMENES, A.; PEZZUTI, J. C. B. Estimate of trade traffic of *Podocnemis* (Testudines, Podocnemididae) from the middle Purus River, Amazonas, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 6, n. 2, p. 259-262. 2007.

KLEMENS, M. W.; THORBJARNARSON, J. B. Reptiles as a food resource. **Biodiversity and Conservation**, v. 4, n. 3, p. 281-298. 1995.

LOVICH, J. E.; ENNEN, J. R.; AGHA, M.; GIBBONS, J. W. Where have all the turtles gone, and why does it matter? **BioScience**, v. 68, n. 10, p. 771-781. 2018.

MIORANDO, P. S.; REBÊLO, G. H.; PIGNATI, M. T.; PEZZUTI, J. C. B. Effects of community-based management on Amazon river turtles: a case study of *Podocnemis sextuberculata* in the lower Amazon floodplain, Pará, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 12, n. 1, p. 143-150, 2013.

MOLL, D.; MOLL, E. O. **The ecology, exploitation and conservation of river turtles**. Ed. Oxford University, New York, EUA, pp. 420. 2004.

NAVEDA-RODRÍGUEZ, A.; CUEVA, R.; ZAPATA-RÍOS, G. Space use of yellow-spotted river turtles (*Podocnemis unifilis*) in Yasuni National Park, Ecuador. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 17, n. 1, p. 37-43. 2018.

NELDER, J. A.; WEDDERBURN, R. W. Generalized linear models. **Journal of the Royal Statistical Society: Series A (General)**, v. 135, n. 3, p. 370-384. 1972.

PANTOJA-LIMA, J.; ARIDE, P. H.; DE OLIVEIRA, A. T.; FÉLIX-SILVA, D.; PEZZUTI, J. C. B.; REBÊLO, G. H. Chain of commercialization of *Podocnemis* spp. turtles (Testudines: Podocnemididae) in the Purus River, Amazon basin, Brazil: current status and perspectives. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 10, n. 1, p. 1-11. 2014.

PEÑALOZA, C. L. Recovering the Giant South American River Turtle (*Podocnemis expansa*): What Will Work? **Turtle and Tortoise Newsletter**, v. 15, p. 12-14. 2011.

PEÑALOZA, C. L.; HERNÁNDEZ, O.; ESPÍN, R.; CROWDER, L. B.; BARRETO, G. R. Harvest of endangered sideneck river turtles (*Podocnemis* spp.) in the middle Orinoco, Venezuela. **Copeia**, v. 2013, n. 1, p. 111-120. 2013.

PERES, C. A.; NASCIMENTO, H. S. Impact of game hunting by the Kayapo of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. **Biodiversity & Conservation**, v. 15, n. 8, p. 2627-2653. 2006.

PEZZUTI, J. C. B.; PANTOJA-LIMA, J.; FÉLIX-SILVA, D.; REBÊLO, G. H. A caça e a pesca no Parque Nacional do Jaú, Amazonas. In: BORGES, S. H., DURIGAN, C. C. IWANAGA, S. (Orgs.) **Janelas para a Biodiversidade**. Fundação Vitória amazônica, Manaus, Brasil, p. 213-230. 2004.

PEZZUTI, J. C. B.; BARBOZA, R. S. L.; NUNES, I.; MIORANDO, P. S.; FERNANDES, L. Etnoecologia e conservação de quelônios amazônicos: um estudo de caso. In: ALVES, R. R. N. SOUTO, W. M. S.; MOURÃO, J. S. (Orgs.) **A Etnozoologia no Brasil: Importância, Status atual, e perspectivas futuras**. NUPPEA, Recife, Brasil, p. 449-469. 2010.

PEZZUTI, J. C. B.; CASTRO, F.; MCGRATH, D.; MIORANDO, P. S.; BARBOZA, R. S. L.; ROMAGNOLI, F. C. Commoning in dynamic environments: community-based management of turtle nesting sites on the lower Amazon floodplain. **Ecology and Society**, v. 23, n. 3. 2018.

PORTELINHA, T.C.; MALVÁSIO, A.; PIÑA, C. I.; BERTOLUCI, J. Population Structure of *Podocnemis expansa* (Testudines: Podocnemididae) in Southern Brazilian Amazon. **Copeia**, v. 2014, n. 4, p.707-715. 2014.

REBÊLO, G. H.; PEZZUTI, J. C. B.; LUGLI, L., MOREIRA, G. Pesca Artesanal de Quelônios no Pesca Artesanal de Quelônios no Parque Nacional do Jaú. **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi**, v. 1, n. 1, p. 109-125. 2005.

SMITH, N. J. H. Destructive exploitation of the South American River Turtle. **Yearbook of the Association of Pacific Coast Geographers**, v. 36, n. 1, p. 85-102. 1974.

SMITH, N. J. H. Aquatic turtles of Amazonia: An endangered resource. **Biological Conservation**, v. 16, n. 3, 165-176. 1979.

SOINI, P.; SICCHAR, L. A.; GIL, G. N.; FACHÍN, A. T.; PEZO, R.; CHUMBE, M. **Una evaluación de la fauna silvestre y su aprovechamiento en la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, Perú**. Documento Técnico, 24. IIAP, Iquitos, Peru, pp. 64. 1996.

STATSOFT, I. Statistica 7. Tulsa, EUA: Statsoft Inc. 2006.

STEPHENS, D. W.; KREBS, J. R. **Foraging theory**. Ed. Princeton University, New Jersey, EUA, pp. 262. 1987.

VICKERS, W. T. From opportunism to nascent conservation. **Human Nature**, v. 5, n. 4, p. 307-337. 1994.

VON HILDEBRAND, P.; BERMÚDEZ, N.; PEÑUELA, M. C. **La tortuga charapa (*Podocnemis expansa*) em el Río Caquetá, Amazonas**. Ed. Disloque, Santa Fé de Bogotá, Colômbia, pp. 150. 1997.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**, 4th edition prentice-hall, New Jersey, EUA, pp.199. 1999.

CAPÍTULO 5. CONSUMO E COMÉRCIO DE QUELÔNIOS DO GÊNERO *Podocnemis* (TESTUDINES, PODOCNEMIDIDAE) NO MÉDIO TAPAJÓS, BRASIL

5.1 INTRODUÇÃO

Os quelônios amazônicos são utilizados como fonte de proteína e energia há séculos por populações rurais na Amazônia, sendo seus produtos e subprodutos amplamente consumidos e comercializados (SMITH, 1974; 1979; KLEMENS; THORBJARNARSON, 1995; VON HILDEBRAND; BERMÚDEZ; PEÑUELA, 1997; PEZZUTI et al., 2004; REBÊLO et al., 2006; CONWAY-GOMÉZ, 2007; ALVES; SANTANA, 2008; PEZZUTI; CHAVES, 2009; ALVES et al., 2012; CASAL et al., 2013; PEZZUTI et al., 2018). Ao longo das últimas décadas, a conclusão de estudos populacionais envolvendo quelônios é que a captura ilegal para fins comerciais, que ocorre durante todo o ano, mas se intensifica nos períodos de reprodução, seguida da coleta ilegal de ovos, é a principal ameaça para a sobrevivência e crescimento das populações naturais (JOHNS, 1987; FACHÍN-TERÁN; VOGT; THORBJARNARSON, 2004; MOLL; MOLL, 2004; CONWAY-GOMÉZ, 2007; KEMENES; PEZZUTI, 2007; PANTOJA-LIMA et al., 2014).

Analisar a dieta através de conceitos ecológicos, como diversidade e nicho, possibilita investigar aspectos da utilização dos recursos naturais por uma determinada população e suas relações com o meio ambiente ao qual estão inseridos (HANAZAKI; BEGOSSI, 2000). Assim, a amplitude de cada dimensão do nicho pode ser estimada, mostrando o grau de espacialização da generalização do uso de recursos (HANAZAKI; BEGOSSI, 2003). Considerando a composição das espécies consumidas por determinada população como uma dimensão de nicho, a amplitude de dieta tende a ser mais restrita se os itens de consumo preferidos são acessados pelos consumidores, tornando-se mais ampla na medida que há escassez ou ausência de tais itens, fazendo com que a seletividade do consumidor diminua (MACCORD; BEGOSSI, 2006). Conceitualmente, a amplitude de dieta é o conjunto de presas capturadas, selecionadas preferencialmente pelo tamanho e secundariamente pelo sucesso de captura (HAMES; VICKERS, 1982). Na Amazônia, a disponibilidade de recursos aquáticos é influenciada pelo pulso de inundação, onde os períodos de cheia e seca são bem caracterizados pela mudança de paisagem, principalmente nas planícies de inundação (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; JUNK; FURCH, 1993; ENDO; PERES; HAUGAASEN, 2016). Em decorrência da diminuição do nível d'água no período de seca, a fauna aquática fica restrita aos corpos d'água permanentes ou à calha principal dos rios, fazendo com que o consumo de quelônios do gênero *Podocnemis* se intensifique como reflexo da maior disponibilidade e facilidade de captura (PEZZUTI et al., 2004; PEZZUTI et al., 2018).

Neste estudo buscamos compreender a dinâmica do consumo e comércio de quelônios do gênero *Podocnemis*, considerando sua importância alimentar em relação às

demais fontes de proteína animal consumidas por moradores da zona urbana do município de Itaituba e das comunidades ribeirinhas do Médio Tapajós. Também analisamos como se dá o comércio destas espécies, notadamente ilegal, mas que gera renda para moradores de comunidades ribeirinhas que se dedicam a esta atividade. Para isso, verificamos a diversidade de fontes de proteína animal consumidas através do modelo de amplitude de dieta. Em paralelo, testamos as seguintes hipóteses: 1. nas comunidades ribeirinhas a frequência de consumo de quelônios é maior que na zona urbana; 2. o consumo de quelônios é mais frequente no período de seca do que no período de cheia; 3. o valor monetário obtido na comercialização destas espécies e seus respectivos ovos em comunidades ribeirinhas é menor que o obtido no meio urbano.

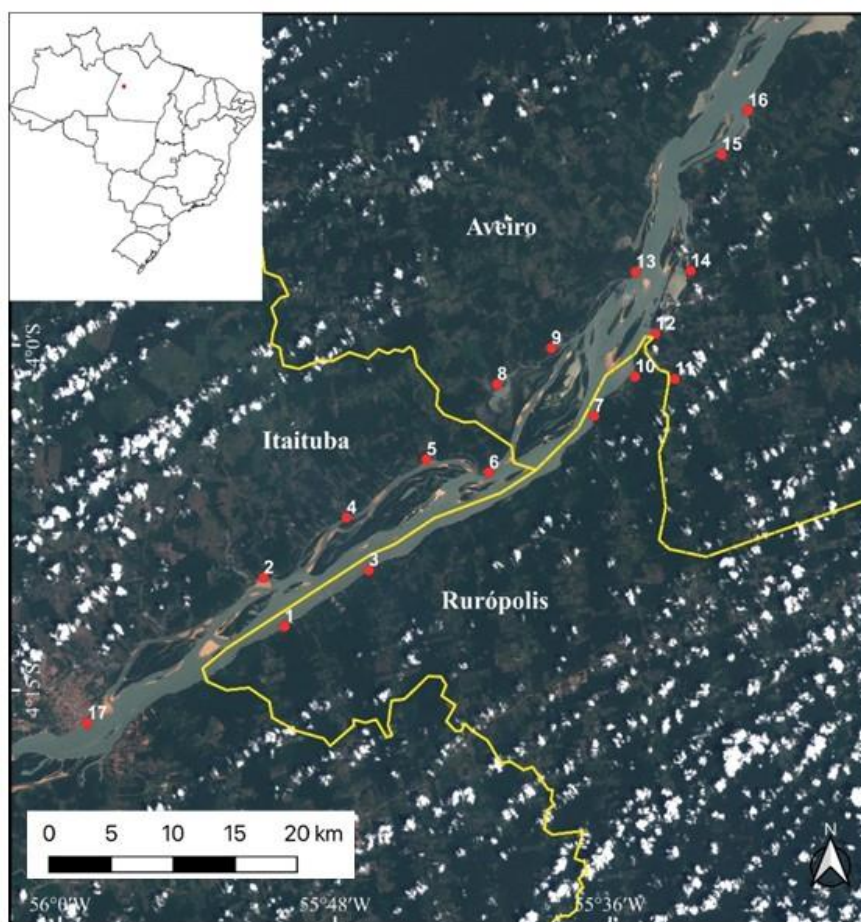
5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na região denominada Médio Tapajós, abrangendo a zona urbana do município de Itaituba e 17 comunidades ribeirinhas pertencentes às zonas rurais dos municípios de Itaituba, Aveiro e Rurópolis. Nesta região, localiza-se um dos mais importantes sítios reprodutivos de *Podocnemis expansa*, denominado tabuleiro de Monte Cristo (4°4'6,8"S – 55°38'46,3"W). Este local é protegido e monitorado desde 1978 pelo governo federal do Brasil através do Programa Quelônios da Amazônia - PQA, com excelentes resultados na recuperação da população de *P. expansa* na bacia do Tapajós, refletido pelo aumento gradativo do número de filhotes eclodidos ao longo dos anos de atividade (EISEMBERG et al., 2019; FORERO-MEDINA et al., 2021). Esta região é formada por um mosaico de ilhas cercadas por igarapés, paranás e pequenas lagoas, habitats naturais utilizados por *P. expansa*, *P. unifilis* e *P. sextuberculata* para alimentação e reprodução. O rio Tapajós é um rio de águas claras, com vazão média anual variando entre 6.150 e 13.000 m³/s, e vazões históricas mínima de 2.448 m³/s e máxima de 29.712 m³/s (ANA, 2021). O clima da região é tropical úmido, tipo Am, segundo a classificação de Köppen, apresentando temperatura média do ar em torno de 25°C e variação térmica anual de 18,4 a 32,6°C (CARVALHO; SILVA; LOPES, 2004). A precipitação média anual varia em torno de 2.110 mm, sendo a mínima de cerca de 600 mm e a máxima de 3.000 mm, apresentando um período chuvoso de março a maio e pouco chuvoso de agosto a novembro, com umidade relativa do ar em torno de 86% (CARVALHO; SILVA; LOPES, 2004). O município de Itaituba possui uma área de 62.042,472 km², população estimada de

101.247 habitantes PARA 2021, sendo que 72,5% são moradores da zona urbana e 27,5% moradores da zona rural (IBGE, 2021). A renda média é de 2,3 salários mínimos e o Índice de Desenvolvimento Humano - IDH é de 0,64, sendo 3.244º no ranking dos municípios brasileiros (IBGE, 2021). As 16 comunidades participantes deste estudo foram: Agrovila, Arau-ê-pa, Cauaçu-ê-pa, Lago do Pucu, Nazaré, Monte Cristo e Santarenzinho, pertencentes ao município de Rurópolis; Barreiras, Ipaupixuna, Pedra Branca e Moreira, pertencentes ao município de Itaituba; Brasília Legal, Cury Terçá, Cury Timbó, Fordlândia e Monte Carmelo, pertencentes ao município de Aveiro (Figura 18; Tabela 19).

Figura 18 – Imagem de satélite da área de estudo, com limites municipais e IDs das comunidades ribeirinhas participantes e da zona urbana de Itaituba.



Fonte: Lacava, R. V. S. (2022), mapa elaborado para ilustração deste capítulo.

A base econômica da maioria das comunidades é composta pela agricultura e pela pesca, sendo que algumas também contam com a pecuária, comércio, empregos públicos e benefícios governamentais, como bolsa-família, pensões e aposentadorias.

Tabela 19 – Informações básicas das comunidades ribeirinhas participantes do estudo e da zona urbana de Itaituba, localizadas na região do Médio Tapajós.

ID	Comunidade	Município	N famílias	Idade da localidade	Acesso via terrestre
1	Santarenzinho	Rurópolis	20	100	BR-163
2	Ipaupixuna	Itaituba	42	100	Não
3	Nazaré	Rurópolis	47	50	BR-163
4	Pedra Branca	Itaituba	62	100	BR-230
5	Moreira	Itaituba	40	?	BR-230
6	Barreiras	Itaituba	320	140	BR-230
7	Monte Cristo	Rurópolis	21	100	BR-163
8	Cury Terçá	Aveiro	55	200	Não
9	Cury Timbó	Aveiro	20	80	BR-230
10	Lago do Pucu	Rurópolis	25	31	Não
11	Agrovila	Rurópolis	22	96	BR-163
12	Arau-ê-pa	Rurópolis	25	50	BR-163
13	Brasília Legal	Aveiro	170	187	BR-230
14	Monte Carmelo	Aveiro	25	12	BR-230
15	Cauaçu-ê-pa	Rurópolis	196	86	BR-163
16	Fordlândia	Aveiro	320	90	BR-163
17	Zona urbana	Itaituba	17.196	220	BRs-163 e 230

Fonte: Autores (2021).

5.2.2 Delineamento amostral

Os dados foram obtidos através da aplicação de entrevistas semiestruturadas, durante seis campanhas bimensais realizadas entre abril de 2019 e fevereiro de 2020. As comunidades ribeirinhas foram previamente visitadas, oportunidade em que foram apresentadas às lideranças locais a proposta de trabalho, a metodologia deste estudo e seus objetivos. O projeto técnico foi submetido ao Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos, aprovado pelo parecer nº 01642618.1.0000.5168. Para cada entrevistado foi entregue um Termo de Consentimento Livre e Esclarecido, contendo informações sobre os objetivos do estudo e da garantia do anonimato

da sua participação, incluindo as possibilidades de recusa ou desistência a qualquer momento da aplicação da entrevista.

Com esse método, obtivemos informações referentes ao número de consumidores por refeição registrada, quais fontes de proteína animal consumidas nas três últimas refeições principais e qual a fonte de proteína animal a ser consumida na próxima refeição, além de refeições registradas com ausência de proteína animal. Obtivemos também os valores obtidos na comercialização por unidade de ovo e por indivíduos das espécies *P. expansa*, *P. unifilis*, e *P. sextuberculata*.

5.2.3 Análise de dados

Utilizamos o índice de Simpson como indicador para avaliar o modelo de amplitude de dieta, pois a sua relação com a diversidade de espécies consumidas é direta e proporcional (BODMER, 1995). Para isso, a frequência de consumo de proteína animal obtida pelas refeições registradas foi utilizada para mensurar a diversidade, onde o total de espécies consumidas foi considerada como a riqueza de espécies por cada localidade. O índice de Simpson varia de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo de 1 maior é a dominância e menor a diversidade, ou seja, maior a probabilidade de que as fontes de proteína animal consumidas sejam da mesma espécie (SIMPSON, 1949; MAGURRAN, 2013). Calculamos o índice de Simpson através das seguintes fórmulas:

$$\lambda = 1/\sum p_i^2$$

$$p_i = n / N$$

Onde:

λ : índice de Simpson;

p_i : abundância relativa;

n : número de indivíduos da espécie;

N : número total de indivíduos da amostra.

Comparamos os índices de Simpson das espécies silvestres, do pescado e da totalidade das fontes de proteína animal consumidas separadamente, entre períodos de cheia (fevereiro a junho) e seca (agosto a dezembro), através de testes de Wilcoxon pareados (ZAR,

1999). Comparamos a frequência relativas das categorias de fontes de proteína animal consumidas (espécies silvestres, quelônios, pescado, espécies domésticas e outros) entre si, para os períodos de cheia e seca, através de testes de Friedman (ZAR, 1999). Também comparamos as frequências relativas do consumo de quelônios entre períodos de cheia e seca, assim como as frequências de consumo das espécies de quelônios do gênero *Podocnemis* separadamente, através de testes de Wilcoxon pareados (ZAR, 1999). Comparamos o consumo de espécies silvestres entre períodos de cheia e seca para as zonas rural e urbana, assim como comparamos o consumo de espécies silvestres entre as zonas rural e urbana para os períodos de cheia e seca, através de testes de Wilcoxon pareados (ZAR, 1999). Comparamos os valores obtidos no comércio de carne e ovos de quelônios entre meios rural e urbano, separadamente para *P. expansa*, *P. unifilis* e *P. sextuberculata*, através de testes de Mann-Whitney (ZAR, 1999). O comércio de ovos de quelônios no Médio Tapajós é feito por quantidade de 100, 50 ou 10 unidades. Para fins de comparação estatística, utilizamos o preço unitário. Utilizamos o software Statistica, versão 7 (STATSOFT, 2006), para realização dos procedimentos estatísticos, ao nível de significância de $\alpha < 0,05$ (ZAR, 1999).

5.3 RESULTADOS

Entre abril de 2019 e fevereiro de 2020, aplicamos 4404 entrevistas, sendo 2517 nas comunidades ribeirinhas participantes e 1887 na zona urbana do município de Itaituba. O número médio de consumidores por residência nas comunidades ribeirinhas participantes foi de 3,9 (DP = 1,955; 1-13 consumidores por residência) enquanto que na zona urbana do município de Itaituba foi de 4,0 (DP = 1,993; 1-18 consumidores por residência).

Registramos um total de 13.348 refeições, sendo 7.775 refeições nas comunidades ribeirinhas participantes e 5.473 refeições na zona urbana do município de Itaituba. Destas, em 498 refeições não houve consumo de proteína animal, sendo 287 nas comunidades ribeirinhas participantes e 211 na zona urbana do município de Itaituba. Em 282 refeições, registramos o consumo de duas ou mais diferentes fontes de proteína animal. Durante o período do estudo, foram consumidas 13 espécies de animais silvestres (Tabela 20).

Tabela 20 – Frequência relativa (%) de consumo de proteína animal proveniente de espécies silvestres no Médio Tapajós, entre abril de 2019 e fevereiro de 2020 (N = 296).

Espécie	Nome comum	Cheia	Seca
<i>Podocnemis expansa</i>	tartaruga-da-Amazônia	24,00	26,71
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	capivara	21,33	23,29
<i>Podocnemis unifilis</i>	tracajá	14,67	26,71
<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatu galinha	18,67	10,27
<i>Cuniculus paca</i>	paca	4,67	6,85
<i>Mazama nemorivaga</i>	veado roxo	6,00	2,05
<i>Tayassu pecari</i>	queixada	5,33	0,00
<i>Dasyprocta agouti</i>	cotia	1,33	1,37
<i>Tayassu tajacu</i>	cateto	0,67	0,68
<i>Caiman crocodilos</i>	jacaré tinga	1,33	0,00
<i>Cairina moschata</i>	pato do mato	1,33	0,00
<i>Podocnemis unifilis</i>	ovo de tracajá	0,67	0,68
<i>Chelonoidis spp.</i>	jabuti	0,00	0,68
<i>Nasua nasua</i>	quati	0,00	0,68

Fonte: Autores (2022).

Sete espécies domésticas foram consumidas no período do estudo, com destaque para o gado bovino, com frequências relativas de 57,6% no período de cheia e 62,5% no período de seca, e frango, com frequências relativas de 39,1% no período de cheia e 34,8% no período de seca. Identificamos 40 espécies de peixe consumidas durante o período do estudo, incluindo a espécie exótica tilápia (*Tilapia rendalli*) (Tabela 21). Em 617 refeições, o pescado consumido não foi identificado ao nível de espécie.

As demais fontes de proteína animal provenientes de espécies domésticas consumidas foram o porco, carneiro, pato, bode e jumento. Outras sete fontes de proteína animal consumidas no período do estudo foram o ovo de galinha, os crustáceos avium, camarão e caranguejo, a farinha de peixe, conhecida como piracuí, e produtos industrializados, tais como derivados e conservas enlatadas.

Tabela 21 – Frequência relativa (%) de consumo de proteína animal proveniente do pescado no Médio Tapajós, entre abril de 2019 e fevereiro de 2020 (N = 4.242).

Espécie	Nome comum	Cheia	Seca
<i>Schizodon</i> spp.	aracu	15,96	21,39
<i>Plagioscion</i> spp.	pescada	24,35	14,81
<i>Myleus</i> spp.	pacu	4,58	11,11
<i>Semaprochilodus</i> spp.	jaraqui	2,10	10,61
<i>Cichla</i> spp.	tucunaré	3,64	8,31
<i>Astronotus</i> spp.	caratinga	3,15	8,19
<i>Colossoma macropomum</i>	tambaqui	6,63	5,10
<i>Astronotus</i> spp.	cará	1,93	2,22
<i>Pterygoplichthys pardali</i>	acari	0,66	1,77
<i>Hypophthalmus</i> spp.	mapará	0,94	1,40
<i>Arapaima gigas</i>	pirarucu	1,49	0,95
<i>Hemiodus</i> spp.	charuto	1,10	0,74
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	dourada	1,27	0,53
<i>Pygocentrus</i> spp.	piranha	0,33	1,03
<i>Pellona</i> spp.	sarda	0,61	0,82
<i>Pseudoplatystoma</i> spp.	surubim	0,44	0,86
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	pirarara	0,61	0,62
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	filhote	0,55	0,41
<i>Goslinia platynema</i>	barbado	0,39	0,45
<i>Psectrogaster amazônica</i>	branquinha	0,33	0,49
<i>Leporinus</i> sp.	peixe-cagão	0,39	0,33
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	corvina	0,22	0,25
<i>Prochilodus nigricans</i>	curimatã	0,06	0,37
<i>Brycon</i> spp.	matrinchã	0,17	0,21
<i>Pirinampus pirinambu</i>	piranambu	0,28	0,12
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	aruanã	0,00	0,29
<i>Oxydoras niger</i>	cujuba	0,06	0,25

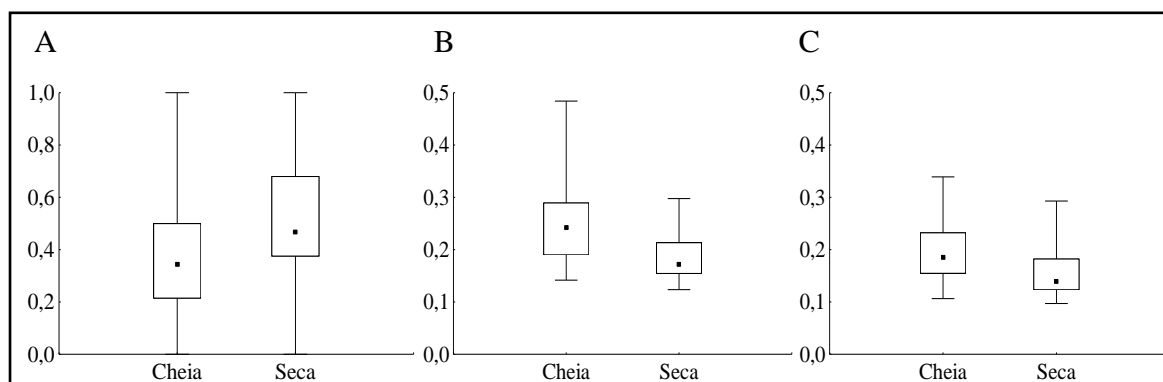
continua

Tabela 21 – Frequência relativa (%) de consumo de proteína animal proveniente do pescado no Médio Tapajós, entre abril de 2019 e fevereiro de 2020 (N = 4.242).

Espécie	Nome comum	Cheia	Seca
<i>Pseudoplatystoma</i> spp.	pintado	0,39	0,00
<i>Astyanax</i> spp.	piaba	0,28	0,00
<i>Piaractus brachipomus</i>	pirapitinga	0,17	0,08
<i>Leiarius marmoratus</i>	jandiá	0,11	0,08
<i>Raphiodus vulpinus</i>	peixe-cachorro	0,11	0,08
<i>Hoplias Malabaricus</i>	traíra	0,00	0,16
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	fura-calça	0,00	0,12
<i>Triportheus</i> spp.	sardinha	0,17	0,00
<i>Pimelodus</i> spp.	mandi	0,06	0,04
<i>Potamotrygon</i> spp.	arraia	0,06	0,00
<i>Astronotus</i> spp.	cará-açu	0,00	0,04
<i>Platynemichthys notatus</i>	cara-de-gato	0,06	0,00
<i>Tilapia rendalli</i>	tilápia	0,06	0,00

Fonte: Autores (2022).

Figura 19 - Índices de Simpson referentes aos períodos de cheia e seca de fontes de proteína animal consumidas no Médio Tapajós entre abril de 2019 e fevereiro de 2020.



Índices de Simpson referentes aos períodos de cheia e seca para espécies silvestres (A), para pescado (B) e para todas as fontes de proteína animal (C) consumidas no Médio Tapajós.

Fonte: Autores (2022).

Os índices de Simpson para espécies silvestres diferiram significativamente entre períodos de cheia e seca ($N = 17$; $Z = 2,071$; $p = 0,038$) com tendência de aumento da dominância das espécies mais consumidas no período de seca em relação ao período de cheia (Fig. 19A, Tabela 22). Os índices de Simpson para pescado também diferiram significativamente entre períodos de cheia e seca ($N = 17$; $Z = 2,816$; $p = 0,004$), porém com tendência de aumento da diversidade de espécies consumidas no período de seca em relação ao período de cheia (Fig. 19B, Tabela 22), o mesmo ocorrendo para os índices de Simpson para todas as fontes de proteína animal consumidas ($N = 17$; $Z = 2,721$; $p = 0,006$) (Fig. 19C, Tabela 22).

Tabela 22 – Índice de Simpson (λ), riqueza (S) e número de refeições para espécies silvestres, pescado e todas as fontes de proteína animal consumidas no Médio Tapajós durante o período do estudo (valores registrados em l^{-1}).

Localidade		Período de cheia			Período de seca		
		espécies silvestres	pescado	todas as fontes	espécies silvestres	pescado	todas as fontes
Santarenzinho	λ	1,0	0,4839	0,2169	0,5	0,1867	0,1388
	S	1	4	10	2	11	17
	N	1	29	63	2	58	100
Ipaupixuna	λ	0,0	0,2894	0,1664	0,4375	0,2263	0,1357
	S	0	13	18	4	14	23
	N	0	68	129	8	93	166
Nazaré	λ	0,4286	0,2424	0,1849	0,5556	0,1684	0,1232
	S	3	11	17	3	15	23
	N	7	38	112	2	75	147
Pedra Branca	λ	1,0	0,2441	0,2539	1,0	0,2134	0,1857
	S	1	10	17	1	9	15
	N	2	35	110	1	59	142
Moreira	λ	0,1972	0,3646	0,1334	0,54	0,2292	0,1323
	S	7	8	20	3	9	16
	N	17	52	114	10	100	154

Continua

Tabela 22 – Índice de Simpson (λ), riqueza (S) e número de refeições para espécies silvestres, pescado e todas as fontes de proteína animal consumidas no Médio Tapajós durante o período do estudo (valores registrados em ¹⁻).

Localidade		Período de cheia			Período de seca		
		espécies silvestres	pescado	todas as fontes	espécies silvestres	pescado	todas as fontes
Barreiras	λ	0,2656	0,1786	0,1594	0,3125	0,1236	0,1674
	S	7	18	31	6	19	31
	N	48	213	643	40	254	672
Monte Cristo	λ	0,4321	0,1907	0,1546	0,4286	0,2083	0,1242
	S	3	9	17	3	11	20
	N	9	37	97	7	53	106
Cury Terçá	λ	0,5	0,1489	0,1146	1,0	0,1543	0,1138
	S	2	13	21	4	15	23
	N	2	65	129	4	121	191
Cury Timbó	λ	0,5	0,1706	0,1324	0,4688	0,1744	0,0970
	S	2	12	18	3	11	21
	N	2	63	100	8	59	110
Lago do Pucu	λ	0,0	0,2469	0,2226	0,0	0,1592	0,1943
	S	0	6	10	0	11	15
	N	0	18	56	0	50	109
Agrovila	λ	1,0	0,4072	0,2532	1,0	0,2976	0,1823
	S	1	4	10	1	7	14
	N	1	19	81	1	34	106
Arau-ê-pa	λ	0,3438	0,1993	0,1064	1,0	0,2465	0,1716
	S	3	12	19	1	8	13
	N	8	41	73	3	38	90
Brasília Legal	λ	0,3407	0,1417	0,2323	0,68	0,1466	0,1648
	S	4	13	24	2	17	26
	N	19	84	372	5	187	493

Continua

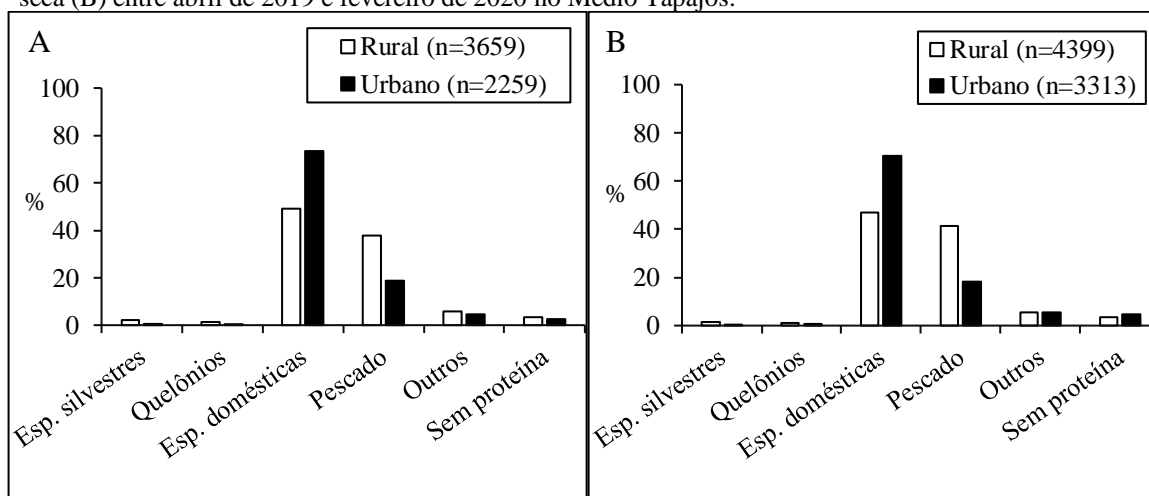
Tabela 22 – Índice de Simpson (λ), riqueza (S) e número de refeições para espécies silvestres, pescado e todas as fontes de proteína animal consumidas no Médio Tapajós durante o período do estudo (valores registrados em ¹).

Localidade	Período de cheia			Período de seca			
	espécies silvestres	pescado	todas as fontes	espécies silvestres	pescado	todas as fontes	
Monte Carmelo	λ	0,0	0,4133	0,1914	0,3750	0,1513	0,1107
	S	0	6	12	3	11	20
	N	0	28	64	4	53	106
Cauaçu-ê-pa	λ	0,3750	0,2817	0,1554	0,4074	0,1475	0,1216
	S	4	14	26	3	18	27
	N	12	158	382	9	313	607
Fordlândia	λ	0,3438	0,2207	0,2832	0,3039	0,1714	0,2865
	S	4	19	28	7	16	30
	N	8	177	707	42	164	887
Zona urbana de Itaituba	λ	0,2143	0,1899	0,3391	0,3017	0,1700	0,2929
	S	6	17	32	7	25	42
	N	14	240	2019	37	551	3107

Fonte: Autores (2022).

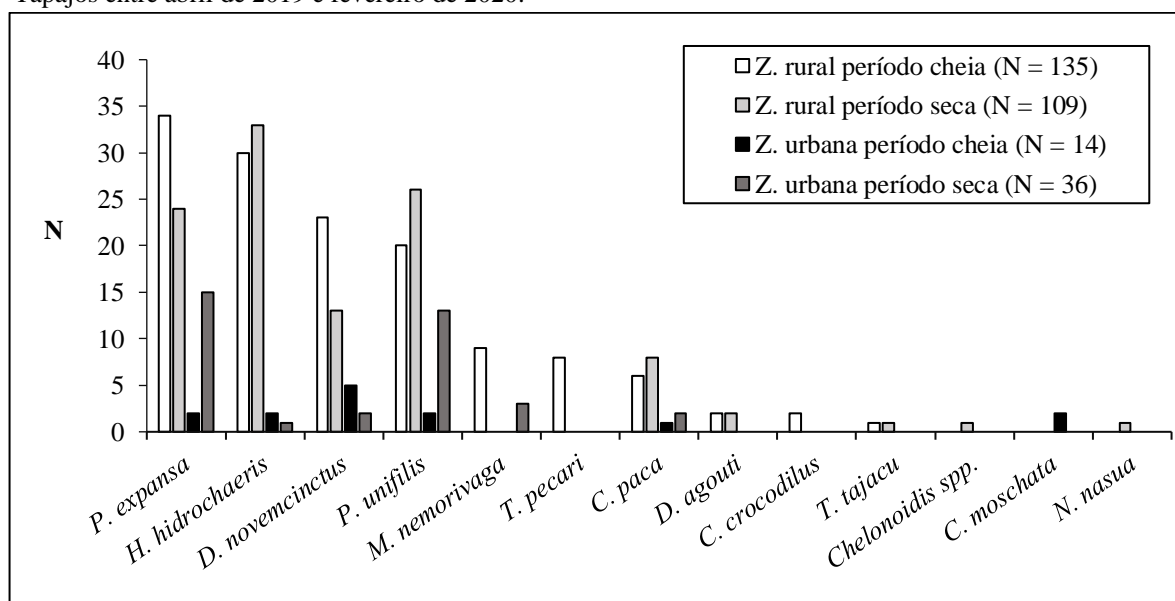
As frequências relativas das categorias de fontes de proteína animal consumidas diferiram significativamente entre si nos períodos de cheia ($X^2 = 57,481$; GL = 4; $p = 0,000$) e seca ($X^2 = 57,175$; GL = 4; $p = 0,000$), onde o consumo de animais domésticos e de pescado foi significativamente maior que o consumo das demais fontes de proteína animal no Médio Tapajós (Figura 20). Não encontramos diferenças significativas entre o consumo de animais silvestres nos períodos de cheia e seca tanto para a zona urbana (N espécies = 13; $Z = 0,845$; $p = 0,398$) como para a zona rural (N espécies = 13; $Z = 1,019$; $p = 0,308$). No entanto, o consumo de animais silvestres diferiu significativamente entre as zonas urbana e rural no período de cheia (N espécies = 13; $Z = 2,667$; $p = 0,007$), e no período de seca (N espécies = 13; $Z = 2,344$; $p = 0,019$), diferenças relacionadas principalmente para *P. expansa*, *H. hydrochaeris*, *D. novemcinctus* e *P. unifilis* (Figura 21).

Figura 20 – Frequências relativas de fontes de proteína animal consumidas nos períodos de cheia (A) e seca (B) entre abril de 2019 e fevereiro de 2020 no Médio Tapajós.



Fonte: Autores (2022).

Figura 21 – Consumo de espécies silvestres nos períodos de cheia e seca nas zonas rural e urbana do Médio Tapajós entre abril de 2019 e fevereiro de 2020.



Fonte: Autores (2022).

As frequências relativas do consumo de quelônios no Médio Tapajós não diferiram significativamente entre períodos de cheia e seca ($N = 17$; $Z = 0,873$; $p = 0,382$), mesmo resultado encontrado quando comparamos separadamente *P. expansa* ($N = 17$; $Z = 1,376$; $p = 0,168$) e *P. unifilis* ($N = 17$; $Z = 1,083$; $p = 0,278$). Não registramos o consumo de *P. sextuberculata* neste estudo.

O comércio de quelônios no Médio Tapajós é feito com espécimes vivos. Os valores obtidos no comércio de *P. expansa* na zona urbana foram significativamente maiores que os valores obtidos na zona rural do Médio Tapajós (N *P. expansa* z. urbana = 493; média do valor

P. expansa z. urbana = 84,70 R\$; N *P. expansa* z. rural = 1488; média do valor *P. expansa* z. rural = 48,69 R\$; $Z = -19,489$; $p = 0,000$). O mesmo resultado foi encontrado para o valor obtido no comércio de *P. unifilis* (N *P. unifilis* z. urbana = 398; média do valor *P. unifilis* z. urbana = 49,62 R\$; N *P. unifilis* z. rural = 1022; média do valor *P. unifilis* z. rural = 34,60 R\$; $Z = -14,096$; $p = 0,000$), porém não para *P. sextuberculata* (N *P. sextuberculata* z. urbana = 45; média do valor *P. sextuberculata* z. urbana = 37,44 R\$; N *P. sextuberculata* z. rural = 233; média do valor *P. sextuberculata* z. rural = 34,69 R\$; $Z = -1,6736$; $p = 0,0956$).

Os valores obtidos no comércio de ovos de *P. expansa* na zona urbana foram significativamente maiores que os valores obtidos na zona rural do Médio Tapajós (N *P. expansa* z. urbana = 116; média do valor *P. expansa* z. urbana = 1,40 R\$; N *P. expansa* z. rural = 499; média do valor *P. expansa* z. rural = 1,03 R\$; $Z = -8,7412$; $p = 0,000$), o mesmo ocorrendo para os valores obtidos no comércio de ovos de *P. unifilis* (N *P. unifilis* z. urbana = 82; média do valor *P. unifilis* z. urbana = 1,28 R\$; N *P. unifilis* z. rural = 477; média do valor *P. unifilis* z. rural = 1,04 R\$; $Z = -6,5627$; $p = 0,000$). Não foi possível comparar estatisticamente os valores obtidos no comércio de ovos de *P. sextuberculata* entre zonas rural e urbana, pois houve um único registro deste item na zona urbana.

5.4 DISCUSSÃO

O consumo de proteína animal no Médio Tapajós tem como fonte principal os animais domésticos, com destaque para as carnes de gado bovino e de frango, seguido do pescado, e, por fim, a carne de animais silvestres e de produtos derivados e industrializados. Resultados semelhantes foram encontrados em estudos realizados nas várzeas da Amazônia brasileira (MURRIETA; DUFOUR, 2004; NARDOTO et al., 2011) e colombiana (VAN VLIET et al., 2015). Na Amazônia, esse padrão de consumo tem sido registrado em centros urbanos e em comunidades rurais de seu entorno (DA SILVA; BEGOSSI, 2009; PIPERATA et al., 2011; VAN VLIET et al., 2015). Essa dinâmica de consumo está intrinsecamente relacionada à influência econômica e social que os centros urbanos exercem sobre comunidades rurais próximas, causada pela dependência econômica e de consumo de bens, e ocasionada pela substituição gradativa da produção de subsistência para o consumo de alimentos processados (PADOCH et al., 2008; PIPERATA et al., 2011). A produção alimentar de comunidades ribeirinhas está intimamente conectada à economia regional, com seu nível de integração relacionado às demandas do mercado local por produtos ou pela disponibilidade temporária de oportunidades de renda, geralmente representada por empregos (PIPERATA et al., 2011).

Seguindo essa lógica, comunidades ribeirinhas com facilidade de acesso aos centros urbanos para comercialização de produtos ou inserção no mercado de trabalho tendem a assimilar o perfil de consumo urbano, mesmo que não abandone seus hábitos alimentares culturais. No entanto, em localidades ribeirinhas mais afastadas de centros urbanos, cujo acesso é dificultado tanto por restrições logísticas de deslocamento como por restrições econômicas, o pescado apresenta-se como a principal fonte de proteína animal, seguida de animais domésticos de pequeno porte criados nas próprias comunidades e de animais silvestres obtidos pela caça (BEGOSSI et al., 1999; PEZZUTI et al., 2004; FONSECA; PEZZUTI, 2013; ISAAC et al., 2015; DUFOUR et al., 2016; CHAVES et al., 2018; CHAVES; MONROE; SIEVING, 2019).

Através do modelo de amplitude de dieta, observamos as frequências de consumo das fontes de proteína animal das zonas rural e urbana do Médio Tapajós e a influência dos períodos de cheia e seca para algumas espécies. De acordo com os pressupostos do modelo amplitude da dieta, a frequência de consumo de itens alimentares menos preferidos tende a aumentar se os itens mais preferidos se tornam menos abundantes, levando a uma dieta mais generalista e, portanto, mais ampla (MACARTHUR; PIANKA, 1966; HAMES; VICKERS, 1982; MACCORD; BEGOSSI, 2006; LEVI; DOUGLAS; MANGEL, 2011). No entanto, apesar de uma amplitude de dieta maior refletir uma menor disponibilidade das espécies preferenciais, uma amplitude de dieta mais restrita pode ser reflexo do maior consumo de animais domésticos, como foi observado nos EUA (GOSSARD; YORK, 2003) e em algumas comunidades ribeirinhas do Baixo Tapajós (FONSECA; PEZZUTI, 2013). Assim, a opção entre consumir mais animais domésticos que silvestres pode estar relacionada ao custo-benefício envolvido entre a criação de espécies de pequeno porte e a prática da caça. Animais domésticos de pequeno porte, além de seu uso para subsistência, possuem valor comercial nos centros urbanos, podendo ser negociados livremente. No entanto, animais silvestres demandam significativo custo de tempo de captura, e em alguns casos custos financeiros de combustível para deslocamento e de munição para o abate de presas (HILL et al., 1987; ALVARD, 1995; LEVI; DOUGLAS; MANGEL, 2011). Além disso, o comércio de animais silvestres é uma atividade considerada ilegal no Brasil (KEMENES; PEZZUTI, 2007; PANTOJA-LIMA et al., 2014; FONSECA et al., 2020).

Em relação ao consumo de pescado, no período de seca, as espécies mais frequentemente consumidas foram *Schizodon* spp., *Myleus* spp., *Semaprochilodus* spp., *Cichla* spp. e *Astronotus* spp., enquanto que *Plagioscion* spp. foi mais consumida no período de cheia. Estas espécies representaram 53,78% do consumo de pescado no período de cheia e 74,42% no período de seca. No Baixo Tapajós, *Plagioscion* spp. e *Astronotus* spp. foram consumidas

constantemente ao longo dos períodos de cheia e seca, enquanto que *Cichla* spp. e *Leporinus* spp. foram consumidas mais frequentemente no período de seca (FONSECA; PEZZUTI, 2013). No rio Negro, as espécies mais consumidas no período de cheia foram *Myleus* spp. e *Leporinus* spp., enquanto *Cichla* spp. foi mais consumida no período de seca (DA SILVA; BEGOSSI, 2009). Esse padrão de consumo também foi observado em outros afluentes da bacia amazônica, como nos rios Juruá (BEGOSSI et al., 1999; ENDO; PERES; HAUGAASEN, 2016), Negro (PEZZUTI et al., 2004; DA SILVA; BEGOSSI, 2009) e Purus (TREGIDGO et al., 2019), cuja dinâmica ocorreu devido à flutuação da abundância relativa do pescado entre os períodos de seca e cheia. No período de seca a abundância do pescado se concentra nos ambientes de rio e lagos permanentes, facilitando sua captura, enquanto que no período de cheia o pescado acessa áreas de igapós e de planícies de inundação da várzea, diluindo assim sua abundância (SAINT-PAUL et al., 2000) e, portanto, dificultando sua captura. No entanto, de modo geral, os recursos pesqueiros do Médio Tapajós se mostraram insuficientes para satisfazer plenamente as necessidades de consumo das comunidades ribeirinhas como principal fonte de proteína animal. No Baixo Tapajós, Capitani et al. (2021) construíram cenários que apontam para o declínio do pescado e outros organismos aquáticos ao longo de 30 anos, associado ao aumento da pesca e do desmatamento. Tais fatores antrópicos estão presentes no Médio Tapajós, porém sem o controle territorial e a governança que as unidades de conservação localizadas no Baixo Tapajós possuem.

Em relação às espécies silvestres, no Médio Tapajós *P. expansa*, *H. hydrochaeris*, *P. unifilis* e *D. novemcinctus* foram as mais frequentemente consumidas, representando 78,67% do consumo no período de cheia e 86,98% no período de seca. No Baixo Tapajós, *T. pecari*, *H. hydrochaeris*, *C. paca*, foram as espécies com maior frequência de consumo, seguida de *P. expansa* (FONSECA; PEZZUTI, 2013). Em assentamentos rurais de Uruará, estado do Pará, Bonaudo, Le Pendu e Albuquerque (2002) identificaram *T. tajacu* e *T. pecari* como as espécies mais frequentemente consumidas, seguido de *D. novemcinctus*, *C. paca* e *Mazama* spp., onde um estudo similar conduzido posteriormente por Cajaiba, da Silva e Piovesan (2015) na mesma região identificaram *C. paca* e *Euphractus sexcinctus* (tatu-peba) como as espécies mais frequentemente consumidas, seguida de *T. tajacu*. No estado do Acre, a capital Rio Branco consumiu *C. paca* mais frequentemente, seguida de *E. sexcinctus* e *H. hydrochaeris* (RIBEIRO et al., 2016), enquanto que na zona rural do estado, na Reserva Extrativista Cazumbá-Iracema, as espécies mais frequentemente consumidas foram *T. pecari* e *Mazama* spp., seguida de *D. novemcinctus* (DE SOUZA et al., 2021). No rio Purus, *P. sextuberculata* foi a espécie mais frequentemente consumida, seguida de *C. paca*, *P. expansa* e *P. unifilis* (CHAVES et al., 2018),

sendo este o único estudo em que foi registrado o predomínio de quelônios aquáticos no consumo de espécies silvestres na Amazônia.

No Médio Tapajós, a frequência de consumo foi sistematicamente desviada para espécies de maior porte. Nossos resultados corroboram os pressupostos do modelo de amplitude de dieta, cuja preferência de consumo recai em espécies maiores, que produzem um maior rendimento de carne por unidade de energia ou tempo atribuído (HAMES; VICKERS, 1982; JEROZOLIMSKI; PERES, 2003). Por outro lado, esta relação pode estar relacionada ao melhor custo-benefício do preço do quilo comercializado (EL BIZRI et al., 2020a). Em áreas conservadas, as atividades de caça ali realizadas tendem a capturar espécies relativamente grandes e, portanto, capazes de fornecer uma quantidade maior de proteína em comparação às espécies caçadas em áreas desprotegidas, garantindo maior otimização do recurso (BODMER, 1995). A alta frequência de consumo de *C. paca* no Baixo Tapajós ocorreu em comunidades antigas e com muitas famílias residentes, onde as espécies de maior porte são dificilmente encontradas devido à pressão de caça (FONSECA; PEZZUTI, 2013). No Médio Tapajós, a alta frequência de consumo de *D. novemcinctus* pode ter relação com os mesmos fatores. Esta tendência de consumo ocorre porque essas espécies de pequeno porte são prolixas, sendo facilmente encontradas nos arredores de assentamentos humanos rurais, tais como roçados, plantações e pastagens. Além disso, a taxa intrínseca de crescimento influencia na abundância relativa das espécies cinegéticas, fazendo com que espécies com altas taxas de reprodução sejam encontradas com mais frequência e, portanto, mais capturadas (BODMER et al., 1994).

Além da diferença de composição da fauna cinegética entre áreas protegidas e não protegidas, devemos considerar esta diferença entre áreas de terra firme e planícies de inundação, como várzeas e igapós. No Médio Tapajós, o consumo de *P. expansa* e *P. unifilis* ocorreu ao longo dos períodos de cheia e seca, enquanto que no Baixo Tapajós, o consumo de *P. expansa* e de *P. unifilis* se concentrou entre maio e julho (FONSECA; PEZZUTI, 2013), quando os cardumes de *P. expansa* estão em fase migratória. No rio Negro, as espécies mais frequentemente consumidas foram *Peltocephalus dumerilianus* (cabeçudo) e *Podocnemis erythrocephala* (irapuca), seguida de *P. unifilis* e *P. expansa*, sendo que a primeira foi consumida ao longo de todo ano enquanto que as demais foram mais frequentemente consumidas no período de seca (PEZZUTI et al., 2010a). O consumo de quelônios na várzea do Baixo Amazonas e no rio Purus foi mais frequente no período de seca que no período de cheia, enquanto que no rio Trombetas a frequência de consumo de quelônios foi praticamente a mesma para os períodos de seca e cheia (ISAAC et al., 2015). A diferença de frequência de consumo de quelônios pode ter sido influenciada pelas diferentes estratégias de conservação da

biodiversidade adotadas nestas áreas. No Baixo Tapajós, foram criadas duas unidades de conservação federais de uso sustentável, a Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, localizada na margem esquerda, e a Floresta Nacional do Tapajós, localizada na margem direita, cujos limites abrangem exclusivamente áreas de terra firme, excluindo a calha principal do rio Tapajós da proteção efetiva. Nestas áreas protegidas, a estratégia de conservação se concentra na proteção e usos sustentáveis da flora e fauna, regulada por seus respectivos planos de manejo, apesar de ações de comando e controle eventualmente envolverem a fiscalização da pesca desordenada e captura de quelônios aquáticos. No Médio Tapajós e nos rios Trombetas e Purus, a estratégia de conservação adotada foca no manejo conservacionista de quelônios do gênero *Podocnemis* através do PQA, sendo que nas duas últimas áreas foram criadas unidades de conservação de proteção integral com a finalidade específica de proteção de quelônios, as Reservas Biológicas do Trombetas e do Abufari, respectivamente. Essa estratégia priorizou a recuperação das populações naturais através da proteção de sítios de desova e a maximização da produção de filhotes.

No Médio Tapajós, *P. expansa* obteve valor médio R\$ 84,70 na zona urbana do município de Itaituba e R\$ 48,69 na zona rural, enquanto que de *P. unifilis* foi comercializada pelo valor médio de R\$ 49,62 em Itaituba e R\$ 34,60 na zona rural e *P. sextuberculata* foi comercializada pelo valor médio de R\$ 37,44 em Itaituba e R\$ 34,69 na zona rural. Destaca-se que os valores médios obtidos neste estudo foram calculados com base no indivíduo vivo comercializado, sendo que a variação de preço entre indivíduos da mesma espécie decorreu pela diferença de tamanho. Os tamanhos informados pelos entrevistados foram categorizados como pequeno (com massa entre 0,5 e 3,0 kg), médio (com massa entre 3,0 e 10,0 kg) e grande (com massa acima de 10 kg). Indivíduos de *P. expansa* pequenos obtiveram preço médio de R\$ 10,00 na zona urbana de Itaituba e R\$ 8,72 na zona rural, *P. unifilis* pequenos obtiveram preço médio de R\$ 10,00 na zona urbana e R\$ 9,16 na zona rural e *P. sextuberculata* preço médio de R\$ 7,57 na zona rural, não havendo registro de comercialização na zona urbana. No rio Jutai, Amazônia Central, *P. unifilis* foi a espécie silvestre mais comercializada na zona urbana do município de Jutai, pelo preço médio de R\$ 3,59/kg, *P. expansa* pelo preço médio de R\$ 3,00/kg e *P. sextuberculata* pelo preço médio de R\$ 1,25/kg, enquanto que na zona rural *P. unifilis* foi comercializada pelo preço médio de R\$ 2,37/kg, sem registro de comércio para as demais espécies na zona rural (EL BIZRI et al., 2020b).

Em paralelo, os valores obtidos no comércio de ovos de *P. expansa* e *P. unifilis* na zona urbana foram significativamente maiores que os valores obtidos na zona rural do Médio Tapajós, sendo que não procedemos tal comparação com ovos de *P. sextuberculata* devido à

insuficiência de informações. Além disso, registramos que espécimes machos foram vendidos por preços inferiores ao obtido por fêmeas da mesma espécie. Esta diferença de preços é reflexo da preferência de consumo tanto de moradores da zona rural como de moradores de centros urbanos, pois machos são menos apreciados para consumo que as fêmeas, denotando um tabu alimentar característico da região norte do Brasil (REBÊLO; PEZZUTI, 2000; SILVA, 2007; PEZZUTI et al., 2010a). No entanto, fêmeas “ovadas” são muito apreciadas, principalmente de *P. expansa*, sendo consideradas uma iguaria. Observa-se dessa forma que os valores comercializados na zona urbana são superiores ao das zonas rurais. Esta relação está vinculada ao maior poder aquisitivo do consumidor urbano em relação aos da zona rural, cujo comércio prioriza espécimes de maior tamanho, principalmente as fêmeas de *P. expansa*.

Vários estudos apontam os quelônios de água doce como um importante grupo de animais silvestres comercializados ilegalmente para consumo em centros urbanos na Amazônia, sendo que somente o grupo de mamíferos cinegéticos possuem maior importância (BODMER; LOZANO, 2001; VAN VLIET et al., 2014; EL BIZRI et al., 2020a; 2020b). Esta característica faz com que os esforços de comando e controle sejam ineficientes para coibir o tráfico destas espécies, pois são um grupo que representa um importante componente alimentar para as populações rurais, cuja demanda por sua carne persiste culturalmente nos centros urbanos na Amazônia. No caso dos quelônios aquáticos, apesar dos incentivos que o manejo *ex situ* recebeu ao longo dos anos, a produção não é capaz de atender plenamente a demanda urbana, prova disso é o persistente comércio ilegal. Além disso, os espécimes produzidos por criadores comerciais e por eles comercializados são menores e mais caros que os obtidos no mercado ilegal, denotando alto grau de incerteza na viabilidade econômica desses empreendimentos (ANDRADE, 2008). O manejo *ex situ* de *P. expansa*, por exemplo, para que seu capital de investimento seja recuperado em três anos, é necessário vender a carne pelo valor de R\$ 5,00/kg (MELO et al., 2003), ou R\$ 11,41/kg, conforme cálculo da variação do Índice de Preços ao Consumidor Amplo – IPCA entre 2003 e 2018 (IBGE, 2022), isso após o plantel ter atingido o tamanho mínimo ideal para abate.

Diversos estudos, incluindo o presente, têm evidenciado a cultura do uso dos quelônios na alimentação de populações tradicionais. No entanto, as estratégias de conservação de quelônios de água doce adotadas na Amazônia brasileira limitaram-se a ações conservacionistas (JÚNIOR, BALESTRA; LUZ, 2016; EISEMBERG et al., 2019; FORERO-MEDINA et al., 2021), excluindo as populações tradicionais deste processo e marginalizando-as do usufruto deste recurso alimentar (FONSECA et al., 2020). A alternativa para a conservação de quelônios e inclusão de populações tradicionais neste processo seria

implementar o manejo sustentável em escala comunitária, estratégia que demonstrou ser exitosa para a recuperação de populações naturais, tanto para as espécies marinhas (CAMPBELL, 1998; CAMPBELL; HAALBOOM; TROW, 2007; RISIEN; TILT, 2008; GARNIER et al., 2012) como para as de água doce (CAPUTO; CANESTRELLI; BOITANI, 2005; PEZZUTI et al., 2010b; MIORANDO et al., 2013; ANDRADE, 2017; CAMPOS et al., 2018). O êxito destas experiências se deve ao interesse das comunidades tradicionais em acessar o recurso a longo prazo alinhado ao conhecimento tradicional aplicado ao seu manejo (CAPUTO; CANESTRELLI; BOITANI, 2005; PEZZUTI et al., 2010b; MIORANDO et al., 2013; CAMPOS et al., 2018). Além disso, a sustentabilidade nas dietas de populações rurais protege e respeita a biodiversidade e ecossistemas, são culturalmente aceitáveis, acessíveis e economicamente justas, nutricionalmente adequadas, seguras e saudáveis, ao mesmo tempo em que os recursos naturais e humanos são otimizados (BURLINGAME; DERNINI, 2012).

5.5 CONCLUSÃO

Com base na dieta proteica das comunidades ribeirinhas do Médio Tapajós, observamos os padrões de consumo urbano exerceram influência em seus hábitos alimentares, apesar do consumo de animais silvestres ainda ser importante fonte de proteína animal. Dessa forma, consideramos importante garantir a segurança alimentar destas comunidades ribeirinhas através da recuperação dos estoques pesqueiros, desenvolvendo mecanismos de proteção, como a criação de zonas de pesca restritas à subsistência e proibidas à pesca em escala industrial. Tal estratégia indiretamente diminui a pressão de captura de quelônios para fins comerciais, devido ao seu vínculo com o conjunto da economia local de base pesqueira, pois a recuperação dos estoques pesqueiros será capaz de suprir tanto demandas alimentares como econômicas. Por fim, consideramos que o manejo *in situ* de *P. expansa* e *P. unifilis* no Médio Tapajós é uma alternativa viável para conservação destas espécies, cujo uso sustentável tem o potencial de fornecer proteína animal de qualidade na dieta da população local, além da geração de renda. No entanto, é necessário avaliar o capital social das comunidades ribeirinhas, mais especificamente sua organização social e capacidade de trabalhar coletivamente, e em paralelo monitorar eventuais mudanças de comportamento, a fim de evitar degradação ambiental advinda de práticas insustentáveis.

REFERÊNCIAS

- ALVARD, M. Intraspecific Prey Choice by Amazonian Hunters. **Current Anthropology**, v. 36, n. 5, p. 789-818. 1995.
- ALVES, R. R. N.; SANTANA, G. G. Use and commercialization of *Podocnemis expansa* (Schweiger 1812) (Testudines: Podocnemididae) for medicinal purposes in two communities in North of Brazil. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 4, n. 1, p. 1-6. 2008.
- ALVES, R. R. N.; VIEIRA, K. S.; SANTANA, G. G.; VIEIRA, W. L. S.; ALMEIDA, W. O.; SOUTO, W. M. S.; MONTENEGRO P. F. G. P.; PEZZUTI, J. C. B. A review on human attitudes towards reptiles in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 11, p. 6877-6901. 2012.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. HidroWeb, Sistema de Informações Hidrológicas. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb>, acesso em 28 de maio de 2021.
- ANDRADE, P. C. M. **Criação e manejo de quelônios no Amazonas, 2ª edição**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, Pró-Várzea, Manaus, Brasil, pp. 522. 2008.
- ANDRADE, P. C. M. Manejo participativo de quelônios por comunidades da Amazônia. *In*: MARCHAND, G.; VANDER VELDEN, F. F. (Orgs.). **Olhares cruzados sobre as relações entre seres humanos e animais silvestres na Amazônia (Brasil, Guiana Francesa)**. Ed. Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Brasil, p. 161-189. 2017.
- BEGOSSI, A.; SILVANO, R. A. M.; AMARAL, B.; OYAKAWA, O. T. Uses of fish and game by inhabitants of an extractive reserve (upper Juruá, Acre, Brazil). **Environment, Development and Sustainability**, v. 1, n. 1, p. 73-93. 1999.
- BODMER, R. E.; FANG, T. G.; MOYA, L.; GILL, R. Managing wildlife to conserve Amazonian forests: population biology and economic considerations of game hunting. **Biological Conservation**, v. 67, n. 1, p. 29-35. 1994.
- BODMER, R. E. Managing Amazonian wildlife: biological correlates of game choice by detribalized hunters. **Ecological Applications**, v. 5, n. 4, p. 872-877. 1995.
- BODMER, R. E.; LOZANO, E. P. Rural development and sustainable wildlife use in Peru. **Conservation Biology**, v. 15, n. 4, p. 1163-1170. 2001.
- BONAUDO, T.; LE PENDU, Y.; ALBUQUERQUE, N. Caça de animais silvestres na rodovia Transamazônica. Simpósio Internacional da IUFRO. **Manejo integrado de florestas úmidas neotropicais por indústrias e comunidades: aplicando resultados de pesquisa, envolvendo atores e definindo políticas públicas**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Amazônia Oriental, Belém, Brasil, p. 338-350. 2002.
- BURLINGAME, B.; DERNINI, S. **Sustainable diets and biodiversity directions and solutions for policy, research and action**. Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO, Headquarters, Roma, Itália. 2012.

CAJAIBA, R. L.; DA SILVA, W. B.; PIOVESAN, P. R. R. Animais silvestres utilizados como recurso alimentar em assentamentos rurais no município de Uruará, Pará, Brasil. **Desenvolvimento e Meio ambiente**, v. 34, p. 157-168. (2015).

CAMPBELL, L. M. Use them or lose them? Conservation and the consumptive use of marine turtle eggs at Ostional, Costa Rica. **Environmental Conservation**, v. 25, n. 4, p. 305-319. 1998.

CAMPBELL, L. M.; HAALBOOM, B. J.; TROW, J. Sustainability of community-based conservation: sea turtle egg harvesting in Ostional (Costa Rica) ten years later. **Environmental Conservation**, v. 34, n. 2, p. 122-131. 2007.

CAMPOS-SILVA, J. V.; HAWES, J. E.; ANDRADE, P. C.; PERES, C. A. Unintended multispecies co-benefits of an Amazonian community-based conservation programme. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 650-656. 2018.

CAPITANI, L.; ANGELINI, R.; KEPPELER, F. W.; HALLWASS, G.; SILVANO, R. A. M. Food web modeling indicates the potential impacts of increasing deforestation and fishing pressure in the Tapajós River, Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 21, n. 2, p. 1-12. 2021.

CAPUTO, F. P.; CANESTRELLI, D.; BOITANI, L. Conserving the terecay (*Podocnemis unifilis*, Testudines: Pelomedusidae) through a community-based sustainable harvest of its eggs. **Biological Conservation**, v. 126, n. 1, p. 84-92. 2005.

CARVALHO, J. O. P. D.; SILVA, J. N. M.; LOPES, J. D. C. A. Growth rate of a terra firme rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 2, p. 209-217. 2004.

CASAL, A. C.; FORNELINO, M. M.; RESTREPO, M. F. G.; TORRES, M. A. C.; VELASCO, F. G. Uso histórico y actual de las tortugas charapa (*Podocnemis expansa*) y terecay (*Podocnemis unifilis*) en la Orinoquia y la Amazonia. **Biota Colombiana**, v. 14, n. 1, 45-64. 2013.

CHAVES, W. A.; VALLE, D. R.; MONROE, M. C.; WILKIE, D. S.; SIEVING, K. E.; SADOWSKY, B. Changing wild meat consumption: An experiment in the Central Amazon, Brazil. **Conservation Letters**, v. 11, n. 2, e12391. 2018.

CHAVES, W. A.; MONROE, M. C.; SIEVING, K. E. Wild meat trade and consumption in the Central Amazon, Brazil. **Human Ecology**, v. 47, n. 5, p. 733-746. 2019.

CONWAY-GOMÉZ, K. M. Effects of Human Settlements on Abundance of *Podocnemis unifilis* and *P. expansa* Turtles in Northeastern Bolivia. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 6, n. 2, p. 199-205. 2007.

DA SILVA, A. L.; BEGOSSI, A. Biodiversity, food consumption and ecological niche dimension: a study case of the riverine populations from the Rio Negro, Amazonia, Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, v. 11, n. 3, p. 489-507. 2009.

DE SOUZA, L. S.; PROGÊNIO, M.; DE SOUZA, L. S.; DE ARAÚJO SANTOS, F. G. Consumo de animais silvestres em comunidades extrativistas do estado do Acre, Amazônia brasileira. **Biota Amazônia**, v. 11, n. 2, p. 27-30. 2021.

DUFOUR, D. L.; PIPERATA, B. A.; MURRIETA, R. S.; WILSON, W. M. & WILLIAMS, D. D. Amazonian foods and implications for human biology. **Annals of human biology**, v. 43, n. 4, p. 330-348. 2016.

EISEMBERG, C. C.; VOGT, R. C.; BALESTRA, R. A. M.; REYNOLDS, S. J.; CHRISTIAN, D. K. A. Don't put all your eggs in one basket—Lessons learned from the largest-scale and longest-term wildlife conservation program in the Amazon Basin. **Biological Conservation**, v. 238, p. 108182. 2019.

EL BIZRI, H. R.; MORCATTY, T. Q.; VALSECCHI, J.; MAYOR, P.; RIBEIRO, J. E.; NETO, C. F. V.; ... FA, J. E. Urban wild meat consumption and trade in central Amazonia. **Conservation Biology**, v. 34, n. 2, p. 438-448. 2020a.

EL BIZRI, H. R.; MORCATTY, T. Q.; FERREIRA, J. C.; MAYOR, P.; NETO, C. F. V.; VALSECCHI, J.; NIJMAN, V.; FA, J. E. Social and biological correlates of wild meat consumption and trade by rural communities in the Jutáí River basin, central Amazonia. **Journal of Ethnobiology**, v. 40, n. 2, p. 183-201. 2020b.

ENDO, W.; PERES, C. A.; HAUGAASEN, T. Flood pulse dynamics affects exploitation of both aquatic and terrestrial prey by Amazonian floodplain settlements. **Biological Conservation**, v. 201, p. 129-136. 2016.

FACHÍN-TERÁN, A.; VOGT, R. C.; THORBJARNARSON, J. B. Patterns of Use and Hunting of Turtles in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Amazonas, Brazil. *In*: SILVIUS, K. M.; BODMER, R. E.; FRAGOSO, J. M. V. (Orgs.). **People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America**. Ed. Columbia University, Nova York, EUA, p. 362-377. 2004.

FONSECA, R. A.; PEZZUTI, J. C. B. Dietary breadth of the animal protein consumed by riverine communities in the Tapajós National Forest, Brazil. **Revista de biologia tropical**, v. 61, n. 1, p. 263-272. 2013.

FONSECA, R. A.; MELO, S.; MIORANDO, P. S.; PEZZUTI, J. C. B. Manejo e conservação de quelônios na Amazônia brasileira. **Papers do NAEA**, v. 29, n. 2. 2020.

FORERO-MEDINA, G.; FERRARA, C. R.; VOGT, R. C.; FAGUNDES, C. K.; BALESTRA, R. A. M.; ANDRADE, P. C.; ... HORNE, B. D. On the future of the giant South American river turtle *Podocnemis expansa*. **Oryx**, v. 55, n. 1, p. 73-80. 2021.

GARNIER, J.; HILL, N.; GUISSAMULO, A.; SILVA, I., WITT, M.; GODLEY, B. Status and community-based conservation of marine turtles in the northern Querimbas Islands (Mozambique). **Oryx**, v. 46, n. 3, p. 359-367. 2012.

GOSSARD, M. H.; YORK, R. Social structural influences on meat consumption. **Human Ecology Review**, v. 10, n. 1, p. 1-9. 2003.

HAMES, R. B.; VICKERS, W. T. Optimal diet breadth theory as a model to explain variability in Amazonian hunting. **American Ethnologist**, v. 9, n. 2, p. 358-378. 1982.

HANAZAKI, N.; BEGOSSI, A. Fishing and niche dimension for food consumption of caiçaras from Ponta do Almada (Brazil). **Human Ecology Review**, v. 7, n. 2, p. 52-62. 2000.

HANAZAKI, N.; BEGOSSI, A. Does fish still matter? Changes in the diet of two Brazilian fishing communities. **Ecology of Food and Nutrition**, v. 42, n. 4-5, p. 279-301. 2003.

HILL, K.; KAPLAN, H.; HAWKES, K.; HURTADO, A. M. Foraging decisions among Ache hunter-gatherers: new data and implications for optimal foraging models. **Ethology and Sociobiology**, v. 8, n. 1, p. 1-36. 1987.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Senso 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/itaituba/panorama>, acesso em: 17 de julho de 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Calculadora do IPCA. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/inflacao.php>, acesso em: 07 de janeiro de 2022.

ISAAC, V. J.; ALMEIDA, M. C.; GIARRIZZO, T.; DEUS, C. P.; VALE, R.; KLEIN, G.; BEGOSSI, A. Food consumption as an indicator of the conservation of natural resources in riverine communities of the Brazilian Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 4, p. 2229-2242. 2015.

JEROZOLIMSKI, A.; PERES, C. A. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. **Biological Conservation**, v. 111, n. 3, p. 415-425. 2003.

JOHNS, A. D. Continuing problems for Amazon river turtles. **Oryx**, v. 21, n. 1, p. 25-28. 1987.

JÚNIOR, G. S.; BALESTRA, R. A. M.; LUZ, V. L. F. Breve histórico da conservação dos quelônios amazônicos no Brasil. **Manejo conservacionista e monitoramento populacional de quelônios amazônicos**. Ed. Ibama, Brasília, DF, p. 11-14. 2016.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, v. 106, n. 1, p. 110-127. 1989.

JUNK, W. J.; FURCH, K. A general review of tropical South American floodplains. **Wetlands ecology and management**, v. 2, n. 4, p. 231-238. 1993.

KEMENES, A.; PEZZUTI, J. C. B. Estimate of trade traffic of *Podocnemis* (Testudines, Podocnemididae) from the middle Purus River, Amazonas, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 6, n. 2, p. 259-262. 2007.

KLEMENS, M. W.; THORBJARNARSON, J. B. Reptiles as a food resource. **Biodiversity and Conservation**, v. 4, n. 3, p. 281-298. 1995.

LEVI, T.; LU, F.; DOUGLAS, W. Y.; MANGEL, M. The behaviour and diet breadth of central-place foragers: an application to human hunters and Neotropical game management. **Evolutionary Ecology Research**, v. 13, n. 2, p. 171-185. 2011.

MACCORD, P. L.; BEGOSSI, A. Dietary changes over time in a caçara community from the Brazilian Atlantic Forest. **Ecology and Society**, v. 11, n. 2. 2006.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Publish Company, Vitoria, Australia, pp. 266. 2013.

MELO, L. A. S.; IZEL, A. C. U.; ANDRADE, P. C. M.; DA SILVA, A. V.; HOSSAINE-LIMA, M. D. G. **Criação de tartaruga da Amazônia (*Podocnemis expansa*)**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Amazônia Ocidental, pp. 14. 2003.

MIORANDO, P. S.; REBÊLO, G. H.; PIGNATI, M. T.; PEZZUTI, J. C. B. Effects of community-based management on Amazon river turtles: a case study of *Podocnemis sextuberculata* in the lower Amazon floodplain, Pará, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 12, n. 1, p. 143-150, 2013.

MOLL, D.; MOLL, E. O. **The ecology, exploitation and conservation of river turtles**. Ed. Oxford University, New York, EUA, pp. 420. 2004.

MURRIETA, R. S. S.; DUFOUR, D. L. Fish and farinha: protein and energy consumption in Amazonian rural communities on Ituqui Island, Brazil. **Ecology of Food and Nutrition**, v. 43, n. 3, p. 231-255. 2004.

NARDOTO, G. B.; MURRIETA, R. S. S.; PRATES, L. E. G.; ADAMS, C.; GARAVELLO, M. E. P.; SCHOR, T.; ... MARTINELLI, L. A. Frozen chicken for wild fish: nutritional transition in the Brazilian Amazon region determined by carbon and nitrogen stable isotope ratios in fingernails. **American Journal of human biology**, v. 23, n. 5, p. 642-650. 2011.

PADOCH, C. E.; BRONDIZIO, E. C.; PINEDO-VASQUEZ, M.; SEARS, R. R.; SIQUEIRA, A. Urban forest and rural cities: multi-sited households, consumption patterns, and forest resources in Amazonia. **Ecology and Society**, v. 13, n. 2. 2008.

PANTOJA-LIMA, J.; ARIDE, P. H.; DE OLIVEIRA, A. T.; FÉLIX-SILVA, D.; PEZZUTI, J. C. B.; REBÊLO, G. H. Chain of commercialization of *Podocnemis* spp. turtles (Testudines: Podocnemididae) in the Purus River, Amazon basin, Brazil: current status and perspectives. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 10, n. 1, p. 1-11. 2014.

PEZZUTI, J. C. B.; PANTOJA-LIMA, J.; FÉLIX-SILVA, D.; REBÊLO, G. H. A caça e a pesca no Parque Nacional do Jaú, Amazonas. In: BORGES, S. H., DURIGAN, C. C. IWANAGA, S. (Orgs.) **Janelas para a Biodiversidade**. Fundação Vitória amazônica, Manaus, Brasil, p. 213-230. 2004.

PEZZUTI, J. C.; LIMA, J. P.; DA SILVA, D. F.; BEGOSSI, A. Uses and taboos of turtles and tortoises along Rio Negro, Amazon Basin. **Journal of Ethnobiology**, v. 30, n. 1, p. 153-168. 2010a.

PEZZUTI, J. C. B.; BARBOZA, R. S. L.; NUNES, I.; MIORANDO, P. S.; FERNANDES, L. Etnoecologia e conservação de quelônios amazônicos: um estudo de caso. *In*: ALVES, R. R. N. SOUTO, W. M. S.; MOURÃO, J. S. (Orgs.) **A Etnozootologia no Brasil: Importância, Status atual, e perspectivas futuras**. NUPPEA, Recife, Brasil, p. 449-469. 2010.

PEZZUTI, J. C. B.; CASTRO, F.; MCGRATH, D.; MIORANDO, P. S.; BARBOZA, R. S. L.; ROMAGNOLI, F. C. Commoning in dynamic environments: community-based management of turtle nesting sites on the lower Amazon floodplain. **Ecology and Society**, v. 23, n. 3. 2018.

PIPERATA, B. A.; SPENCE, J. E.; DA-GLORIA, P.; HUBBE, M. The nutrition transition in Amazonia: rapid economic change and its impact on growth and development in Ribeirinhos. **American Journal of Physical Anthropology**, v. 146, n. 1, p. 1-13. 2011.

REBÊLO, G. H.; PEZZUTI, J. C. B. Percepções sobre o consumo de quelônios na Amazônia: sustentabilidade e alternativas ao manejo atual. **Ambiente & Sociedade**, p. 85-104. 2000.

REBÊLO, G. H.; PEZZUTI, J. C. B.; LUGLI, L., MOREIRA, G. Pesca Artesanal de Quelônios no Pesca Artesanal de Quelônios no Parque Nacional do Jaú. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 1, n. 1, p. 109-125. 2005.

RIBEIRO, V. M. F.; DE CARVALHO, Y. K.; PERUQUETTI, R. C.; MEDEIROS, L.; DE FREITAS, H. J. Consumo e comercialização de carnes silvestres: potencial econômico para a Amazônia Ocidental. **Revista de Ciências da Saúde na Amazônia**, v. 2, n. 1. 2016.

RISIEN, J. M.; TILT, B. A comparative study of community-based sea turtle management in Palau: Key factors for successful implementation. **Conservation and Society**, v. 6, n. 3, p. 225-237. 2008.

SAINT-PAUL, U.; ZUANON, J.; CORREA, M. A. V.; GARCÍA, M.; FABRÉ, N. N.; BERGER, U.; JUNK, W. J. Fish communities in central Amazonian white-and blackwater floodplains. **Environmental Biology of Fishes**, v. 57, n. 3, p. 235-250. 2000.

SILVA, A. L. D. Comida de gente: preferências e tabus alimentares entre os ribeirinhos do Médio Rio Negro (Amazonas, Brasil). **Revista de antropologia**, v. 50, p. 125-179. 2007.

SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, n. 4148, p. 688-688. 1949.

SMITH, N. J. H. Destructive exploitation of the South American River Turtle. **Yearbook of the Association of Pacific Coast Geographers**, v. 36, n. 1, p. 85-102. 1974.

SMITH, N. J. H. Aquatic turtles of Amazonia: An endangered resource. **Biological Conservation**, v. 16, n. 3, 165-176. 1979.

STATSOFT, I. Statistica 7. Tulsa, EUA: Statsoft Inc. 2006.

TREGIDGO, D.; BARLOW, J.; POMPEU, P. S.; PARRY, L. Tough fishing and severe seasonal food insecurity in Amazonian flooded forests. **People and Nature**, v. 2, n. 2, p. 468-482. 2020.

VAN VLIET, N.; QUICENO-MESA, M. P.; CRUZ-ANTIA, D.; DE AQUINO, L. J. N.; MORENO, J.; NASI, R. The uncovered volumes of bushmeat commercialized in the Amazonian trifrontier between Colombia, Peru & Brazil. **Ethnobiology and Conservation**, v. 3. 2014.

VAN VLIET, N.; QUICENO-MESA, M. P.; CRUZ-ANTIA, D.; TELLEZ, L.; MARTINS, C.; HAIDEN, E.; ... NASI, R. From fish and bushmeat to chicken nuggets: the nutrition transition in a continuum from rural to urban settings in the Tri frontier Amazon region. **Ethnobiology and Conservation**, v. 4, n. 6, p. 1-12. 2015.

VON HILDEBRAND, P.; BERMÚDEZ, N.; PEÑUELA, M. C. **La tortuga charapa (*Podocnemis expansa*) em el Río Caquetá, Amazonas**. Ed. Disloque, Santa Fé de Bogotá, Colômbia, pp. 150. 1997.

WESTING, A. H. Core values for sustainable development. **Environmental Conservation**, v. 23, n. 3, p. 218-225. 1996.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**, 4th edition prentice-hall, New Jersey, EUA, pp.199. 1999.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em ambientes prestes a sofrerem alterações ambientais antrópicas significativas, como a implementação de empreendimentos de complexa infraestrutura, é fundamental entender como os organismos aquáticos tendem a responder a essas mudanças, assim como é necessário precaução ao conduzir estudos de ecologia populacional e aplicar medidas conservacionistas na escala espacial apropriada. De acordo com os resultados apresentados nesta Tese, é notório o sucesso do Programa Quelônios da Amazônia na recuperação da população de *P. expansa* na região do Médio Tapajós.

Sugerimos a realização de estudos de médio e longo prazos sobre ecologia reprodutiva e dinâmica populacional de *P. expansa* através do monitoramento contínuo. Sugerimos também a condução de estudos sobre potenciais impactos negativos decorrentes de uma eventual instalação da hidrovía e construção de complexos portuários em Mirituba, município de Itaituba, além dos causados pela instalação e operação do complexo hidrelétrico de São Luiz do Tapajós e das mudanças climáticas. A telemetria por satélite é outro método com imenso potencial para responder questões relacionadas à migração, uso de habitats e comportamento. Estudos em ecotoxicologia podem trazer respostas sobre contaminação por metais pesados, como o metil-mercúrio e chumbo, oriundos de atividades de garimpo ilegal, ou contaminação por defensivos agrícolas oriundos de áreas de proteção permanente desmatadas. Estudos em genética devem ser realizados para aprofundar o conhecimento sobre o grau de variabilidade genética das populações e conduzir medidas conservacionistas em ampla escala. Estudos abordando hábitos alimentares e taxas de predação nas diversas fases da vida são necessários para entender melhor o papel de *P. expansa* na dispersão de sementes e na teia trófica. Sucesso reprodutivo e frequência de consumo por populações rurais e urbanas são estudos necessários para subsidiar medidas de manejo de vida livre para manutenção das populações e consequente conservação da espécie ao longo de sua distribuição geográfica. A modelagem matemática é um potencial método de análise e predição, já utilizado em diversos estudos ecológicos, e fundamental para podermos entender e mensurar os fatores naturais e antrópicos que influenciam na dinâmica populacional de espécies da fauna e flora nativas.

Além de tais estudos, entendemos ser fundamental a continuidade das atividades de monitoramento e manejo conservacionista realizado pelo Programa Quelônios da Amazônia, expandindo o esforço para *P. unifilis* e *P. sextuberculata* e a execução de campanhas de educação ambiental visando a organização social das comunidades ribeirinhas, a fim de possibilitar o manejo sustentável de escala comunitária em médio prazo.

APÊNDICE I – FORMULÁRIO DE QUESTIONÁRIO SEMI-ESTRUTURADO

PROJETO CAPTURA, CONSUMO E COMÉRCIO DE QUELÔNIOS NO MÉDIO TAPAJÓS – UFOPA/PPSND

Data entrevista: ___/___/___ Comunidade: _____ Profissão: _____
Tamanho da família: ___ Quantos pescam peixe? ___ Quantos caçam? ___ Quantos pescam quelônios? ___

Últimas refeições da família	Carne / peixe / frango / caça (qual?)/ quelônios (qual/) (Todos os itens)	Kg	Quantas pessoas comeram?
Almoço ontem			
Janta ontem			
Almoço hoje			
Janta hoje			

Recordação última pescaria de QUELÔNIOS - Data da atividade: ___ / ___ / ___

Número de Participantes: _____ Meio de Locomoção: _____

Local da Pescaria (nome): _____

Ambiente (rio, lago, igarapé, ressaca, igapó) _____

Técnica: _____ N apetrechos: _____ Tempo (clima): _____ Distância (km): _____

Hora saída casa: _____ Hora início da pescaria: _____ Hora fim da pescaria: _____

O que você pegou?

Espécie	Sexo	Kg	Comeu/ Vendeu

Espécie	Sexo	Kg	Comeu/ Vendeu

Antes desta, Lembra quando foi a outra vez que pescou quelônios (importante!)? _____

Quantas vezes você pesca quelônio por semana? _____ e por mês? _____

Na sua opinião, o que mais tem afetado os quelônios na sua região? _____

Quanto custa carne e os ovos de quelônios por aqui? (tartaruga, pitiu, tracajá, jabuti)?

Espécie:	Espécie:	Espécie:	Espécie:	Espécie:	Espécie:
Preço:	Preço:	Preço:	Preço:	Preço:	Preço:

Quantos **quelônios** você pescou no ano passado?

Espécie	Espécie	Espécie	Espécie
Num. Animais	Núm. Animais	Núm. animais	Núm. Animais

Observações:

APÊNDICE II – TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO

Você está sendo convidado a participar de uma pesquisa científica. Caso aceite fazer parte deste estudo, após os devidos esclarecimentos, por favor, assine ao final deste documento, que está em duas vias (uma delas é sua e a outra é do pesquisador responsável), e rubriche as demais páginas deste documento. Em caso de recusa você não será penalizado de forma alguma.

INFORMAÇÕES SOBRE A PESQUISA:

A pesquisa a qual você está sendo convidado a participar chama-se **CAPTURE, CONSUMO E COMÉRCIO DE QUELÔNIOS NO MÉDIO TAPAJÓS, BRASIL**, e visa estimar a estrutura populacional, o esforço de captura de tartaruga da Amazônia no rio Tapajós, e avaliar a sua importância no consumo de proteína animal e na renda de moradores das zonas rurais e urbanas localizadas na região durante os anos de 2018, 2019 e 2020.

Nossa intenção com esta pesquisa é estabelecer a relação de consumo, captura e comércio de tartaruga da Amazônia na região do médio Tapajós, a fim de conhecer a real demanda por este recurso e de viabilizar em médio prazo o manejo da espécie pelas próprias comunidades rurais. Iremos também avaliar sua cadeia comercial e estimar o impacto da captura de tartaruga da Amazônia, componentes estes de grande importância para o manejo sustentável deste recurso alimentar.

Caso você permita sua participação nesta pesquisa, será necessário responder ao questionário a ser aplicado pelos estudantes da Universidade Federal do Oeste do Pará, dos cursos de biologia, engenharia de pesca e gestão ambiental.

Fique sabendo que estes procedimentos não envolvem riscos e desconfortos físicos ou psicológicos, e ao concordar em participar desta pesquisa você não será exposto de forma alguma, sendo que os pesquisadores responsáveis se responsabilizarão por seu anonimato, garantido durante e após esta pesquisa.

Contudo por sua participação neste estudo você terá o benefício de conhecer a dinâmica de uso da tartaruga da Amazônia como fonte de alimento e de renda na região, com o potencial de estabelecer cotas de captura e consumo, e após a devida organização social da comunidade, propor projetos de manejo comunitário sustentável, dentro da legislação ambiental e de forma sustentável.

Os resultados deste estudo ficarão de posse do pesquisador responsável que somente os utilizará para a divulgação em meios científicos. Quando os resultados da pesquisa forem publicados, não aparecerá o seu nome.

Sua participação neste estudo é voluntária e, portanto você tem a liberdade de se recusar a participar, ou mesmo que inicialmente aceite participar, poderá retirar seu consentimento a qualquer momento, sem que isto leve a qualquer penalidade, prejuízo ou perda de algum benefício adquirido na pesquisa.

Você poderá ter todas as informações que quiser antes, durante e após o estudo. Para isto basta procurar um dos pesquisadores responsáveis:

- **Raphael Alves Fonseca**, doutorando do curso de pós-graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento da Universidade Federal do Oeste do Pará, endereço na Rua Vera Paz, s/n - Salé, Santarém - PA, 68040-470, telefone (93) 991413104;
- **Dr. Sérgio de Melo**, professor da Universidade Federal do Oeste do Pará, endereço na Rua Vera Paz, s/n - Salé, Santarém - PA, 68040-470, telefone (93) 99122-1192;
- **Dra. Priscila Saikoski Miorando**, professora da Universidade Federal do Oeste do Pará, endereço Travessa Carlos Maria Teixeira, Oriximiná - PA, 68270-000 telefone (93) 99114-5739.

**Assinatura do Participante da
Pesquisa**

Assinatura do Pesquisador

O comitê de ética trata-se de um grupo de pessoas comprometidas (das mais diversas áreas), que se reúnem, debatem e avaliam se projetos de pesquisa atendem aos requisitos éticos necessários para serem desenvolvidos, buscando defender os interesses, a segurança e a dignidade dos participantes destas investigações científicas. Caso seja necessário você também poderá obter informações sobre esta pesquisa no **Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos**, vinculado à Universidade Estadual do Pará, sito à Avenida Plácido de Castro, 1399, Bairro Aparecida, Santarém/PA, CEP 68040-090, podendo ser contatado pelos telefones (93) 3512-8000 e (93) 3512-8013 ou pelo e-mail cepuepa@outlook.com.

Vale ressaltar que pela sua participação nesta pesquisa você não receberá qualquer valor em dinheiro. Contudo você não terá qualquer custo ou despesa por sua participação nesta pesquisa.

CONSENTIMENTO DA PARTICIPAÇÃO DA PESSOA COMO PARTICIPANTE

Eu _____ declaro que li as informações sobre a pesquisa e que me sinto perfeitamente esclarecido sobre o seu conteúdo. Declaro ainda que por minha livre vontade, aceito participar desta pesquisa, cooperando para a coleta das informações necessárias.

Ressalto que estou assinando/rubricando em todas as folhas do TCLE e que isso está sendo feito em duas vias deste documento (TCLE), sendo que uma delas ficará comigo.

_____, ____/____/____.

Assinatura do Participante da Pesquisa

Declaro que obtive de forma apropriada e voluntária o consentimento livre e esclarecido deste participante, explicando-o sobre os procedimentos e riscos desta pesquisa e sanando suas dúvidas, conforme determinam as normas legais vigentes.

Assinatura do Pesquisador

Declaro que presenciei o processo de esclarecimento das informações sobre a pesquisa, assim como do consentimento deste participante para a sua participação nesta pesquisa.

Testemunha

Testemunha

**ANEXO I: DECLARAÇÕES DE PARTICIPAÇÃO DE BANCA DE DEFESA COM
PARECERES DE APROVAÇÃO, DEVIDAMENTE ASSINADOS**



UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DOUTORADO SOCIEDADE, NATUREZA E DESENVOLVIMENTO

DECLARAÇÃO

Eu, David Gibbs McGrath, declaro que participei da banca de defesa do discente Raphael Alves Fonseca, do Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento, realizada no dia 23/02/2022, às 15h, sob presidência do professor SÉRGIO DE MELO, por meio de videoconferência.

Após a exposição do trabalho pelo discente, fiz a arguição e me reuni com os outros membros da banca, sem a presença do(a) doutorando(a), deliberando pelo seguinte parecer: (X) aprovada; () sujeita à reformulação; () reprovada, seguindo o prazo definido no Regimento do Programa.

(Benicia, CA, EUA), 23 de fevereiro de 2022.

David G. McGrath




UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DOUTORADO SOCIEDADE, NATUREZA E DESENVOLVIMENTO

DECLARAÇÃO

Eu, José Max Barbosa de Oliveira Junior, declaro que participei da banca de defesa do discente Raphael Alves Fonseca, do Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento, realizada no dia 23/02/2022, às 15h, sob presidência do professor SÉRGIO DE MELO, por meio de videoconferência.

Após a exposição do trabalho pelo discente, fiz a arguição e me reuni com os outros membros da banca, sem a presença do(a) doutorando(a), deliberando pelo seguinte parecer: (x) aprovada; () sujeita à reformulação; () reprovada, seguindo o prazo definido no Regimento do Programa.

Santarém, 23 de fevereiro de 2022.



José Max Barbosa de Oliveira Junior



UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DOUTORADO SOCIEDADE, NATUREZA E DESENVOLVIMENTO

DECLARAÇÃO

Eu, Alanna do Socorro Lima da Silva, declaro que participei da banca de defesa do discente Raphael Alves Fonseca, do Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento, realizada no dia 23/02/2022, às 15h, sob presidência do professor SÉRGIO DE MELO, por meio de videoconferência.

Após a exposição do trabalho pelo discente, fiz a arguição e me reuni com os outros membros da banca, sem a presença do(a) doutorando(a), deliberando pelo seguinte parecer: (X) aprovada; () sujeita à reformulação; () reprovada, seguindo o prazo definido no Regimento do Programa.

Santarém, 23 de fevereiro de 2022.

Alanna do Socorro Lima da Silva



UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DOUTORADO SOCIEDADE, NATUREZA E DESENVOLVIMENTO

DECLARAÇÃO

Eu, Myrian Sá Leitão Barboza, declaro que participei da banca de defesa do discente Raphael Alves Fonseca, do Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento, realizada no dia 23/02/2022, às 15h, sob presidência do professor SÉRGIO DE MELO, por meio de videoconferência.

Após a exposição do trabalho pelo discente, fiz a arguição e me reuni com os outros membros da banca, sem a presença do(a) doutorando(a), deliberando pelo seguinte parecer: (x) aprovada; () sujeita à reformulação; () reprovada, seguindo o prazo definido no Regimento do Programa.

Santarém, 23 de fevereiro de 2022.

Myrian Sá Leitão Barboza



UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DOUTORADO SOCIEDADE, NATUREZA E DESENVOLVIMENTO

DECLARAÇÃO

Eu, (Adriana Malvasio), declaro que participei da banca de defesa do discente Raphael Alves Fonseca, do Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento, realizada no dia 23/02/2022, às 15h, sob presidência do professor SÉRGIO DE MELO, por meio de videoconferência.

Após a exposição do trabalho pelo discente, fiz a arguição e me reuni com os outros membros da banca, sem a presença do(a) doutorando(a), deliberando pelo seguinte parecer: (x) aprovado; () sujeita à reformulação; () reprovada, seguindo o prazo definido no Regimento do Programa.

Palmas, 23 de fevereiro de 2022.

Adriana Malvasio
Profª Drª Adriana Malvasio

Adriana Malvasio



Universidade Federal do Oeste do Pará
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DOUTORADO EM SOCIEDADE
 NATUREZA E DESENVOLVIMENTO**

ATA Nº 63

Ao vigésimo terceiro dia do mês de fevereiro do ano de dois mil e vinte dois, às quinze horas, via sistema de videoconferência, realizou-se a SESSÃO PÚBLICA de defesa da Tese de Doutorado em Ciências Ambientais área de concentração SOCIEDADE, NATUREZA E DESENVOLVIMENTO, linha de pesquisa RECURSOS NATURAIS, BIODIVERSIDADE E BIOPROSPECÇÃO NA AMAZÔNIA, intitulada Ecologia e conservação de Podocnemis expansa (Testudines, Podocnemididae) no Médio Tapajós, Brasil, do discente Raphael Alves Fonseca, orientada pelo Prof. Dr. Sérgio de Melo e coorientado pela Prof.^a Dr.^a Priscila Saikoski Miorando. A Banca Examinadora e Julgadora, aprovada e homologada pelo Colegiado, constituiu-se dos seguintes professores doutores, mediante participação remota: PRESIDENTE: PROF. DR. Sérgio de Melo (Orientador/PPGSND/UFOPA); TITULAR 1: PROF. DR. José Max Barbosa de Oliveira Junior (PPGSND/UFOPA); TITULAR 2: PROF. DR. David Gibbs McGrath (PPGSND/UFOPA); TITULAR 3: PROF.^a DR.^a Alanna do Socorro Lima da Silva (PPGSAQ/Ufopa); TITULAR 4: PROF.^a DR.^a Myrian Sá Leitão Barboza (Ufopa); TITULAR 5: PROF.^a DR.^a Adriana Malvásio (PPGBEC/UFT). Em conformidade com o Regimento Interno do Programa, o presidente da banca, PROF. DR. Sérgio de Melo, abriu a sessão, passando a palavra ao discente, que fez a exposição do trabalho, seguido da arguição de todos os membros da banca. Finda a arguição, a Banca Examinadora e Julgadora se reuniu, sem a presença do doutorando, deliberando pelo seguinte parecer: () aprovada; () reprovada, seguindo o prazo definido no Regimento do Programa. Nada mais havendo por constar, lavrou-se e fez-se a leitura da presente ata que segue assinada pelos membros da Banca Examinadora e Julgadora, Presidente da Banca e doutorando. Santarém (PA), vigésimo terceiro dia do mês de fevereiro do ano de dois mil e vinte dois, às dezoito horas.

Dra. ADRIANA MALVÁSIO

Examinadora Externa à Instituição

Dra. MYRIAN SA LEITAO BARBOZA, UFOPA

Examinadora Externa ao Programa

Dra. ALANNA DO SOCORRO LIMA DA SILVA, UFOPA

Examinadora Externa ao Programa

Dr. JOSE MAX BARBOSA DE OLIVEIRA JUNIOR, UFOPA

Examinador Interno



Universidade Federal do Oeste do Pará
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DOUTORADO EM SOCIEDADE
NATUREZA E DESENVOLVIMENTO**

Dr. DAVID GIBBS MCGRATH, UFOPA

Examinador Interno

Dr. SERGIO DE MELO, UFOPA

Presidente

RAPHAEL ALVES FONSECA

Doutorando



Universidade Federal do Oeste do Pará
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DOUTORADO EM SOCIEDADE
 NATUREZA E DESENVOLVIMENTO**

FOLHA DE CORREÇÕES

ATA Nº 63

Autor: **RAPHAEL ALVES FONSECA**
Título: **Ecologia e conservação de Podocnemis expansa (Testudines, Podocnemididae) no Médio Tapajós, Brasil**
Banca examinadora:

Prof. ADRIANA MALVÁSIO	Examinadora Externa à Instituição	_____
Prof. MYRIAN SA LEITAO BARBOZA	Examinadora Externa ao Programa	_____
Prof. ALANNA DO SOCORRO LIMA DA SILVA	Examinadora Externa ao Programa	_____
Prof. JOSE MAX BARBOSA DE OLIVEIRA JUNIOR	Examinador Interno	_____
Prof. DAVID GIBBS MCGRATH	Examinador Interno	_____
Prof. SERGIO DE MELO	Presidente	_____

Os itens abaixo deverão ser modificados, conforme sugestão da banca

1. INTRODUÇÃO
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA
3. METODOLOGIA
4. RESULTADOS OBTIDOS
5. CONCLUSÕES

COMENTÁRIOS GERAIS:

A banca orienta ao doutorando atender às principais recomendações verbalizadas na defesa pública e disponibilizadas nos arquivos individuais recebidos dos avaliadores.

Declaro, para fins de homologação, que as modificações, sugeridas pela banca examinadora, acima mencionada, foram cumpridas integralmente.



Universidade Federal do Oeste do Pará
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DOUTORADO EM SOCIEDADE
NATUREZA E DESENVOLVIMENTO**

Prof. SERGIO DE MELO

Orientador(a)