



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
CIÊNCIAS FLORESTAIS E AMBIENTAIS –
PPGCIFA



ANÁLISE DA COBERTURA FLORESTAL EM ZONAS DE PROTEÇÃO TEMPORÁRIA DE QUELÔNIOS (ZPTQs) NO ESTADO DO AMAZONAS

FABRICIO MATHEUS PIMENTA PACHECO

MANAUS/AM
2026

FABRICIO MATHEUS PIMENTA PACHECO

ANÁLISE DA COBERTURA FLORESTAL EM ZONAS DE PROTEÇÃO
TEMPORÁRIA DE QUELÔNIOS (ZPTQs) NO ESTADO DO AMAZONAS

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação em
Ciências Florestais e Ambientais da Universidade Federal do
Amazonas como requisito parcial para obtenção de título de
Mestre.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: CONSERVAÇÃO DA NATUREZA

Orientador: PROF. DR. ROGERIO FONSECA

Co-orientador: PROF. DR. PAULO CESAR MACHADO ANDRADE

MANAUS/AM

2026

Ficha Catalográfica

Elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

-
- P116a Pacheco, Fabricio Matheus Pimenta
 Análise da cobertura florestal em zonas de proteção temporária de
 quelônios (ZPTQs) no estado do Amazonas / Fabricio Matheus Pimenta
 Pacheco. - 2026.
 62 f. : il., color. ; 31 cm.
- Orientador(a): Rogerio Fonseca.
 Coorientador(a): Paulo Cesar Machado Andrade.
 Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Amazonas, Programa
 de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais, Manaus, 2026.
1. Amazônia. 2. Manejo de Fauna. 3. Planejamento e Gestão. 4.
 Podocnemis unifilis. I. Fonseca, Rogerio. II. Andrade, Paulo Cesar
 Machado. III. Universidade Federal do Amazonas. Programa de Pós-
 Graduação em Ciências Florestais e Ambientais. IV. Título
-

FABRICIO MATHEUS PIMENTA PACHECO

**ANÁLISE DA COBERTURA FLORESTAL EM ZONAS DE PROTEÇÃO
TEMPORÁRIA DE QUELÔNIOS (ZPTQ) NO ESTADO DO AMAZONAS**

Dissertação de mestrado apresentada
para a obtenção do título de Mestre no
Programa de Pós-Graduação em
Ciências Florestais e Ambientais da
Universidade Federal do Amazonas.

Aprovado em: 20 de fevereiro de 2026.



Dr. Rogerio Fonseca



Dra. Aldeniza Cardoso de Lima

Documento assinado digitalmente
gov.br FLORA MAGDALINE BENITEZ ROMERO
Data: 14/04/2026 22:22:59-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Flora Magdaline Benitez Romero

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor Jesus Cristo que permitiu que tudo isso acontecesse e que esteve presente em todos os momentos do curso me renovando constantemente. Obrigado pelos Teus planos para a minha vida, pois sempre são maiores que os meus.

À minha mãe, Kedma Maria Pimenta, e a minha irmã Fabiana Veras Pimenta. Por me apoiarem, sem medir esforços para eu chegar até esta etapa da minha vida. Agradeço por toda a inspiração, carinho e apoio.

À Universidade Federal do Amazonas (UFAM), por me abrigar desde a graduação, tornando uma segunda casa, abrindo portas profissionais de infinitas oportunidades através do ensino, pesquisa e extensão.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais (PPGCIFA), ao corpo docente e equipe técnica pela dedicação ao oferecer toda essa estrutura de ensino, capacitando os profissionais com o mais atualizado conteúdo e metodologia moderna no ramo, contribuindo para o desenvolvimento profissional dos discentes.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM), pelo incentivo concedido através da bolsa de estudos.

Ao meu orientador Dr. Rogerio Fonseca, por aceitar mais este desafio sem ponderar e nunca recusar uma oportunidade de provocações científicas, desde a graduação com PIBIC e posteriormente com a monografia, encerrando com esta dissertação de mestrado. Pela dedicação, pelos ensinamentos, pelas correções e sobretudo pela paciência. Por ser inspiração pessoal, cuidando e acreditando no potencial de seus discentes.

Ao meu coorientador Dr. Paulo Cesar Machado Andrade, por contribuir imensamente com a aplicação desta pesquisa, para a realização do experimento em campo, contribuição significativa no planejamento e tabulação dos dados.

À equipe do Laboratório de Interações Fauna e Floresta (LaIFF), aos queridos, Cesário Velásquez, Leonardo Alencar, Vivian Neves, Luiza Valente, Herlina Paula, Victória Letícia, Sergio Vidal, Ana Laura, Eduardo Silva, Jessica Lobato e Maria Castro.

Finalmente, a todos aqueles que de alguma forma fizeram parte dessa jornada, os meus sinceros agradecimentos pelo apoio e momentos compartilhados.

RESUMO

O consumo de carne de quelônios da Amazônia é praticado na região por ribeirinhos e comunitários interioranos. Prática herdada dos povos tradicionais que viviam próximos às áreas de várzeas. A população de quelônios é superexplorada pois ocorre o consumo de ovos e indivíduos adultos de maneira desenfreada. Projetos de conservação de quelônios são primordiais para a manutenção e aumento das populações de fauna nativas silvestres. Parcerias entre instituições público e privado são um componente importante que deve ser incentivado pelo governo e empresas a fim de realizar o manejo e conservação dos quelônios na Amazônia. Essas iniciativas de conservação de quelônios resultaram em aumento na proteção de habitat, recuperação das populações de quelônios e geração de renda para as comunidades e instituições locais com o manejo. Com educação ambiental, a pressão da caça dos indivíduos adultos e o consumo de ovos têm sido reduzidos pelas parcerias com intuito de promoção e proteção do meio ambiente. Outro fator importante na região é o crescente desmatamento e a perda de qualidade de habitats para a agropecuária, construção de obras de infraestrutura e atividades extrativistas. Tais atividades antrópicas não têm os impactos quantificados pois há um baixo número de estudos neste sentido. Estudos são importantes para se há e quais possíveis alterações ambientais no local refletem na população de quelônios. A interação fauna e floresta vai além de alimentação, área de nidificação e abrigo, uma vez que a reprodução é apenas uma fase do ciclo anual de vida completo dos quelônios que dependem dos recursos florestais de várzeas e igapós. Locais onde há o manejo comunitário têm demonstrado capacidade de regeneração e repovoamento e as informações em escala local são vitais para desenvolver planos de manejo eficazes para habitats ripários, bem como medidas de mitigação ou compensação de impactos ambientais. Os resultados demonstraram comportamentos diferentes nas áreas de estudo e ambos contribuem com a conservação da fauna de quelônios amazônicas. Apesar da diferença na cobertura florestal dos locais, há uma correlação positiva fraca entre floresta e produção de ninhos de *Podocnemis unifilis*. Os dados biométricos indicaram padrões consistentes com a cobertura florestal e o peso médio dos ovos sugeriu uma tendência. Conclui-se que os resultados do PDP obtém estratégias eficazes nos locais de estudo.

PALAVRAS-CHAVE: AMAZÔNIA; MANEJO DE FAUNA; PLANEJAMENTO E GESTÃO.

ABSTRACT

The consumption of Amazonian chelonian meat is a regional practice among riverside and inland community dwellers, a tradition inherited from ancestral peoples who inhabited floodplain areas. Chelonian populations are overexploited due to the unrestrained consumption of eggs and adults. Conservation projects are essential for maintaining and increasing native wildlife populations. Partnerships between public and private institutions are a vital component that should be encouraged by the government and companies to implement the management and conservation of Amazonian turtles. These initiatives have resulted in increased habitat protection, population recovery, and income generation for local communities and institutions through sustainable management. Through environmental education, hunting pressure on adults and egg consumption have been reduced via partnerships aimed at environmental protection. Another significant factor in the region is increasing deforestation and the loss of habitat quality due to agribusiness, infrastructure projects, and extractive activities. The impacts of such anthropogenic activities remain largely unquantified due to a lack of specific studies. Research is crucial to determine how local environmental changes reflect on chelonian populations. The interaction between fauna and forest extends beyond feeding, nesting, and shelter, as reproduction is only one phase of the annual life cycle of turtles that depend on the forest resources of *várzeas* (floodplains) and *igapós* (flooded forests). Areas under community management have demonstrated regeneration and restocking capacity, and local-scale data are vital for developing effective management plans for riparian habitats, as well as mitigation or compensation measures for environmental impacts. The results showed distinct behaviors across the study areas, both contributing to the conservation of Amazonian chelonian fauna. Despite differences in forest cover, a weak positive correlation was found between forest presence and the nest production of *Podocnemis unifilis*. Biometric data indicated patterns consistent with forest cover, and average egg weight suggested a discernible trend. It is concluded that the PDP results achieve effective strategies within the studied sites.

KEYWORDS: AMAZON; WILDLIFE MANAGEMENT; PLANNING AND MANAGEMENT.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 — Obtenção de imagens por sensoriamento remoto a nível orbital (Fonte: Florenzano, 2011, pág.09).	18
Figura 2 — Resolução CEMAAM nº25/2017.....	21
Figura 3 — Mapa de localização da Unidade de Conservação em estudo.	22
Figura 4 — Mapa de localização das praias ZPTQs.....	23
Figura 5 — Série temporal do Programa de Manejo Comunitário PDP na RDS Igapó-Açu e fora da UC.....	26
Figura 6 — Série Histórica Temporal de Ninhos do Programa PDP nas áreas do estudo.....	27
Figura 7 — Distribuição de Ninhos por praias e lagos de atuação do programa PDP.	27
Figura 8 — a)QQPlot da série temporal de ninhos em praias; b) Histograma histórico de ninhos em praias; c)QQPlot da série temporal de ovos nas praias; d)Histograma histórico de ovos nas praias; e)QQPlot da série temporal de filhotes dentro da UC; f)Histograma histórico de filhotes dentro da UC.....	29
Figura 9 — a)QQPlot da série temporal de ninhos em lagos; b) Histograma histórico de ninhos em lagos; c)QQPlot da série temporal de ovos nos lagos; d)Histograma histórico de ovos nos lagos; e)QQPlot da série temporal de filhotes fora da UC; f)Histograma histórico de filhotes fora da UC.	30
Figura 10 — Produção de ninhos e ovos nas praias localizadas em áreas não protegidas.	34
Figura 11 — Dendrograma de comparação de áreas em relação aos dados de ovos coletados.	37
Figura 12 — Dendrograma dos lagos com padrões similares sobre a soltura de filhotes.....	38
Figura 13 — Mapa de cobertura florestal da praia Alta situada dentro da RDS Igapó-Açu.	39
Figura 14 — Mapa de cobertura florestal da praia Palheira situada dentro da RDS Igapó-Açu.	39
Figura 15 — Mapa de cobertura florestal da praia Tec-Tec situada dentro da RDS Igapó-Açu.	40
Figura 16 — Mapa de cobertura florestal da praia Vai-Quem-Quer situada dentro da RDS Igapó-Açu.	40
Figura 17 — Mapa de cobertura florestal do Lago Pirainha situada no município de Careiro.	42
Figura 18 — Mapa de cobertura florestal do Lago Tracajá situada no município de Careiro.	43
Figura 19 — Mapa de cobertura florestal do Lago Tucunaré situada no município de Careiro.....	43
Figura 20 — Análise de cobertura florestal no raio de 3km, 5km e 10km em todas as praias deste estudo.	46
Figura 21 — Gráfico de correlação de cobertura florestal sobre os números de ninhos coletados nas praias.....	47
Figura 22 — Boxplot comparativo de dados biométricos em locais dentro e fora de UC.....	50
Figura 23 — Correlação entre dados biométricos de ovos e cobertura florestal em 3km, 5km e 10km.....	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 — Áreas localizadas dentro de UC e fora de UC.	19
Tabela 2 — Relação de praias, ninhos e ovos nos locais do estudo.	32
Tabela 3 — Estatística descritiva para ninhos e ovos na UC.	33
Tabela 4 — Estatística descritiva para ninhos e ovos no Lago Mamori e adjacências.	34
Tabela 5 — Resultado dos testes de Shapiro-Wilk e Kolmorov-Smirnov para ninhos e ovos dentro e fora de UC.	36
Tabela 6 — Valores de cobertura florestal, água e não-floresta em hectares e porcentagem de cada local.	44
Tabela 7 — Estatística descritiva de cobertura florestal nas praias dentro e fora de UC.	45
Tabela 8 — Resultado da correlação de Pearson.....	46
Tabela 9 — Resultado da Correlação de Spearman e Kendall dentro e fora de UC para ninhos e ovos.	48

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	7
OBJETIVOS.....	10
OBJETIVOS ESPECÍFICOS:	10
REVISÃO DE LITERATURA	11
TRACAJÁ (<i>PODOCNEMIS UNIFILIS</i>).....	11
CONSUMO DE QUELÔNIOS: A PRESSÃO ANTRÓPICA	12
ZONAS DE PROTEÇÃO TEMPORÁRIA DE QUELÔNIOS (ZPTQs): A ESTRATÉGIA DE MANEJO	13
CONECTIVIDADE FUNCIONAL ENTRE QUELÔNIOS AMAZÔNICOS E AMBIENTES FLORESTAIS	16
COBERTURA FLORESTAL E SIG: FERRAMENTAS DE MONITORAMENTO AMBIENTAL.....	17
METODOLOGIA	19
ÁREA DE ESTUDO	19
DADOS REPRODUTIVOS ANALISADOS.....	23
ANÁLISE DAS SÉRIES TEMPORAIS DE PROTEÇÃO DE NINHOS E FILHOTES	23
CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM E O PERCENTUAL DE COBERTURA FLORESTAL NAS PRAIAS DE NIDIFICAÇÃO..	24
RELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS DE NINHOS, OVOS E FILHOTES DE TRACAJÁS COM A COBERTURA FLORESTAL	25
RELAÇÃO ENTRE OS DADOS BIOMÉTRICOS DE OVOS DE TRACAJÁS E A COBERTURA FLORESTAL	25
RESULTADOS	26
HISTÓRICO DO PROGRAMA PÉ-DE-PINCHA.....	26
PRODUÇÃO DE 2024.....	32
CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM DAS PRAIAS DE NIDIFICAÇÃO	38
RELAÇÃO NINHOS, OVOS E COBERTURA FLORESTAL	46
RELAÇÃO ENTRE DADOS BIOMÉTRICOS COM A COBERTURA FLORESTAL	49
CONCLUSÃO.....	52
REFERÊNCIAS	53

INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica, considerada a maior floresta tropical do planeta, abrange 9 países da América do Sul, legando a maior biodiversidade mundial (Stragliotto; Pereira; Oliveira, 2020). No Brasil, são mais de 124.000 espécies da fauna, 44.000 da flora e 8.000 de fungos conhecidos (BRASIL, 2025) e toda essa riqueza biológica é beneficiada pelo ambiente das florestas tropicais úmidas, onde o clima quente e úmido aliado a vasta rede hidrográfica contribuem para a manutenção da biodiversidade brasileira (Florenzano, 2011).

Contudo, a Amazônia brasileira enfrenta muitas ameaças (mineração, agropecuária, construção de obras de infraestrutura e extrativismo) e o desmatamento acelerado compromete a biodiversidade de plantas e animais e os serviços ecossistêmicos (Fearnside, 2017). A comunidade científica, juntamente com organizações da sociedade civil (OSCs e ONGs), mobilizou a implantação de áreas naturais protegidas, influenciadas pelas convenções internacionais que orientam políticas públicas voltadas à proteção ambiental (Terra, 2017).

As áreas protegidas são estratégias eficazes na conservação da biodiversidade, visando a proteção de espécies de plantas e animais que dependem da floresta amazônica para sua sobrevivência, tornando-as refúgios da biodiversidade (Santos & Liviz, 2024). A floresta em pé garante aos povos e comunidades tradicionais existência e resistência na Região Amazônica, sobrevivendo em harmonia com profundo conhecimento dos saberes da floresta, sendo crucial na preservação dos modos de vida dos ribeirinhos amazônicos e suas culturas (Reis, 2022).

O Brasil criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) tornando-a a principal ferramenta de proteção desta megabiodiversidade (MMA, 2022). Os Planos de Gestão ou Planos de Manejo é um documento técnico previsto pelo SNUC como instrumento legal que norteia as áreas protegidas na conservação da biodiversidade prevendo a recreação, a previsão de visitação pública, a realização de pesquisas científicas, a promoção de programas de educação ambiental e, sobretudo, a geração de emprego e renda (ICMBio, 2025).

Na Amazônia brasileira, as áreas protegidas são compostas por mosaicos florestais, Unidades de Conservação (UC) e Territórios Indígenas (TI) (Reis, 2022). A produção e análise de dados que sustentem a formulação de decisões estratégicas de gestão das áreas devem avaliar informações no campo através de atividades de inventários de biodiversidade, identificação de ameaças e pressões externas, capacitação contínua de profissionais técnicos especializados e a participação no aspecto social (Santos & Liviz, 2024).

A inclusão das comunidades e moradores na gestão e proteção das áreas naturais protegidas é primordial na garantia de visualizá-las como guardiãs da floresta com práticas sustentáveis que valorizam a biodiversidade e valoram os serviços ecossistêmicos oferecidos pela Amazônia (Santos & Liviz, 2024). Assim, pretende-se construir uma abordagem eficaz para conter a conversão das florestas, com métodos de monitoramento ambiental robustos, proporcionando analisar e qualificar o impacto dos serviços rurais, tanto dentro das áreas protegidas quanto ao redor das zonas de proteção (Milien, 2020).

As iniciativas comunitárias desempenham um papel crucial na promoção do uso sustentável dos recursos naturais; o sistema comunitário de proteção dos quelônios, responsável por 80% das áreas de conservação no estado do Amazonas, demonstra que o co-manejo é a forma mais produtiva de proteção aumentando o índice populacional (Andrade *et al.* 2022). Conforme Fonseca (2020), o Manejo do Pirarucu (*Arapaima Gigas*) e o manejo comunitário de quelônios são programas excelentes praticados na região de manejo e conservação da fauna amazônica por mais de 25 anos em Unidades de Conservação.

Em vista disto, diversos projetos voltados para a conservação de quelônios na região Amazônica foi implantado, como exemplos temos: o Projeto Quelônios da Amazônia (PQA) desenvolvido pelo IBAMA; Projeto Quelônios do Uatumã (PQU) promovido pela Eletrobrás; Tartarugas da Amazônia executado pelo CEQUA/INPA e o Programa de Manejo Comunitário Pé-de-Pincha da UFAM (Oliveira, 2022). Alguns projetos atuam em parcerias comunitárias aliando conservação, uso público e desenvolvimento socioeconômico em UCs; parcerias que conectam associações de comunidades tradicionais, entidades do terceiro setor e poder público protagonizando as comunidades locais na gestão e uso dos recursos naturais (Lima *et al.*, 2017).

Os quelônios são base da cadeia alimentar nos ecossistemas amazônicos ocupando habitats aquáticos e terrestres. Enquanto as praias, locais de transição, abrigam os ninhos de jacarés, tartarugas, tracajás e demais bichos, gerando co-benefícios com demais espécies que são atraídas para esses locais (Campos-Silva *et al.*, 2018). As populações ribeirinhas amazônicas e uma gama de predadores naturais — peixes maiores, jacarés, pássaros, lagartos e até onças — alimentam-se dessa iguaria (Andrade *et al.*, 2015; Erickson e Baccaro, 2016).

A proteção e conservação dos quelônios tem um longo histórico na região amazônica (Fonseca, 2020) e diversos estudos se fazem necessário para conhecer as populações naturais e sua alimentação (Araújo *et al.*, 2013), pois a dieta desses animais na natureza promovem

enriquecimento ambiental, proteção, conservação e restauração das florestas de várzeas e igapós nos locais em que ocorrem fornecendo biomassa de frutas, sementes, folhas e outras opções para a ictiofauna (Smith, 1979; Araújo-Lima, 1995).

Em 2017, o estado do Amazonas reconheceu oficialmente os esforços das comunidades ao criar 265 áreas de proteção de quelônios e regular um sistema comunitário de reprodução de quelônios, permitindo às comunidades realizarem a criação e engorda de uma parcela dos filhotes de *Podocnemis expansa* (10%) e *Podocnemis unifilis* (20%) que protegem (resoluções CEMAAM nº 25 e 26/17-DOE, DOE, 2017). Essa possibilidade de manejo ex situ de tartarugas em criá-las em condições semi-naturais para comercialização parece ser uma solução para gerar renda e cobrir parte das despesas com a proteção da espécie (Campos-Silva et al., 2018).

A cobertura florestal mantém uma relação intrínseca e vital com o tracajá (*P. unifilis*), particularmente com as florestas alagáveis de várzea e igapó, que servem de áreas fundamentais de alimentação, refúgio e proteção e analisar as interações presentes da fauna e floresta permite elucidar características relacionadas à bioecologia e ao comportamento populacional da espécie (Fachin-Teran et al. 1995; Vogt, 2008). Estudos são importantes para identificar se há e quais possíveis alterações ambientais no local refletem na população de quelônios melhorando os programas de manejo existentes ou estabelecendo novos programas que assegurem a conservação permanente da espécie (Cantarelli, 2006).

Fernandes (2013) identificou uma leve tendência positiva: quanto menor a distância entre o ninho e a vegetação, maior é a taxa de eclosão; além disso, outro impacto significativo sofrido pela população de tracajás se dá pelo efeito da pressão antrópica, onde áreas de alta pressão observou-se um declínio drástico na abundância devido à caça, pesca predatória e coleta de ovos. Por outro lado, locais onde há manejo comunitário ou proteção governamental, as populações têm demonstrado capacidade de regeneração e repovoamento (Andrade, 2015).

Sendo assim, o presente estudo visa analisar a cobertura florestal com relação à presença de *P. unifilis* em áreas naturais protegidas em comparação com as terras devolutas, ambos os locais inseridos e contemplados na Resolução CEMAAM nº 25/2017 – DOE, 2017.

Pretende-se analisar a hipótese de que a Unidade de Conservação obtém maior produção de *P. unifilis* e atende os pressupostos de uma área protegida, conforme o SNUC. Ou, as terras devolutas inseridas no programa de proteção de quelônios são mais, ou igualmente, produtivas em *P. unifilis* em comparação com as praias das áreas naturais protegidas.

OBJETIVOS

Avaliar a cobertura florestal nas Zonas de Proteção Temporárias Quelônios no Estado do Amazonas, assim como os parâmetros biométricos de ovos.

Objetivos específicos:

- Caracterizar a cobertura florestal e o percentual de floresta nas áreas de nidificação estudadas (ZPTQs) e em seu entorno;
- Analisar as séries temporais de proteção de ninhos e filhotes de tracajás (*Podocnemis unifilis*) das áreas de conservação de base comunitária;
- Buscar a relação entre os parâmetros biométricos de ovos de tracajás (*P.unifilis*) e a cobertura florestal das áreas de nidificação estudadas.

REVISÃO DE LITERATURA

Tracajá (*Podocnemis unifilis*)

A espécie *Podocnemis unifilis* é popularmente conhecida como Tracajá, sendo a fêmea, e o Zé-Prego, o macho, sendo a mais comum do gênero *Podocnemis* (Vogt, 2008). A carapaça do tracajá é convexa e oval de coloração cinza escura, marrom ou preta; com manchas amareladas na cabeça presente em animais adultos do sexo masculino e juvenis, enquanto as fêmeas perdem esta pigmentação (Vogt, 2008; Ferrara *et al.*, 2017).

As patas são curtas de pele rugosa, cabeça achatada e cônica com os olhos próximos, separados por um sulco; as fêmeas são maiores que os machos em comprimento e mais pesadas em peso (Soini, 1995; Pritchard; Trebbau, 1984; Vogt, 2008). Os ovos são compridos com casca grossa e dura, pesando entre 7 a 27g e podendo eclodir em 58 a 66 dias; as fêmeas podem desovar duas vezes na temporada com variação de 10 dias observados; a temporada de desova ocorre nos meses de junho a agosto no oeste do Amazonas e o número de ninhos e o tamanho de ovos é reduzido com o avanço da temporada (Andrade, 2012).

A dieta de *P. unifilis* é composta por folhas, sementes, frutos e brotos vegetais em sua maioria, contudo material de origem animal como moluscos, crustáceos e peixes também foi coletado, além de registros de indivíduos vazios durante a seca dos rios e com material mineral como barro e areia estavam na avaliação estomacal de animais livres na natureza, possuindo hábito alimentar onívoro, com predominância herbívora (Cunha; Bernhard; Vogt, 2020; Garcez; Andrade; Soares, 2020; Oliveira, 2022).

As famílias botânicas mais consumidas e encontradas em estudos do conteúdo estomacal foram: Bombacaceae e Moraceae (Medem, 1964); Poaceae e Fabaceae (Fachín-Terán; Vogt; Gomez, 1995); Poaceae e Bombacaceae (Balensiefer, 2003); Rubiaceae (Cunha, 2013); Annonaceae, Arecaceae e Bignoniaceae (Garcez, 2012); Fabaceae, Malpighiaceae, Myrtaceae e Poaceae (Oliveira, 2022).

O conhecimento da dieta desta espécie beneficia no manejo e conservação contribuindo com planos de manejo das comunidades tradicionais, gestores de Unidades de Conservação, secretarias de meio ambiente estaduais e municipais com incentivo na preservação de praias e ambientes como florestas ripárias, garantindo a sobrevivência de outras espécies que compartilham do mesmo ambiente (Oliveira, 2022).

Consumo de quelônios: a pressão antrópica

As principais ameaças aos quelônios na Amazônia são à superexploração desenfreada de adultos e ovos (IBAMA, 2019; Charity e Ferreira, 2020), a perda e degradação ambiental de habitat aquático e terrestre (loais de uso para alimentação, dispersão, reprodução, nidificação) devido à expansão de áreas urbanas e de áreas de hidrelétricas, o desmatamento, as rodovias, mineração e até mesmo ao turismo descontrolado em praias de nidificação (IBAMA, 2019; Fagundes *et al.*, 2021; Mittermeier *et al.*, 2015).

A carne, os ovos e os subprodutos do tracajá têm sido consumidos e comercializados desde o início da ocupação da Região Amazônica até os dias de hoje, de modo legalizado e ilegal; os povos indígenas, principalmente aquelas etnias que moravam nas áreas de várzea e próximas de igapós, já exploravam em sua alimentação o consumo dos ovos e da carne (Smith, 1979; Andrade, 2015). Essa herança indígena foi herdada pelas populações ribeirinhas amazônicas tornando os quelônios uma iguaria regional (Pezzuti *et al.*, 2010; Andrade, 2017).

Além do uso desta espécie como fonte alimentar alternativa, há também registro de uso como remédios, em rituais religiosos, na confecção de utensílios de cozinha, cosméticos e animais de estimação ou para fins de companhia, os famosos pets (Mittermeier, 1978; Klemens e Thorbjarnarson, 1995; Thorbjarnarson *et al.*, 2000).

O consumo dos ovos é sazonal, ocorrendo no período de desova das fêmeas nas praias de nidificação (Vailton e Malvásio, 2018) e o prato consumido é chamado de arabu, abunã ou aratu em áreas ribeirinhas da região Amazônica onde consiste de uma mistura cremosa de ovos crus de tracajá, ou outras espécies de podocnemídeos, e farinha de mandioca, formando um “pirão” que pode ter adição de sal ou açúcar (Meireles-Lima, 2023).

Medidas conservacionistas devem ser estabelecidas no intuito de restaurar as populações naturais de quelônios com programas que visem proteger os ovos, filhotes e adultos em praias de desovas (Vogt, 2008). Onde o trabalho de proteção de praia foi feito de forma participativa, envolvendo órgãos ambientais, prefeitura, comunidades e colaboradores, as atividades de conservação propiciaram a manutenção de populações significativas destes quelônios aquáticos de extrema importância ecológica e socioeconômica (Andrade *et al.*, 2015).

A Instrução Normativa nº 7, de 30 de abril de 2015 autoriza e regulamenta a criação comercial de tartarugas (*Podocnemis expansa*) em sistemas intensivo em locais onde elas

ocorrem, reduzindo a pressão da caça ilegal; contudo, as populações ribeirinhas mantêm sua cultura amazônica, amparadas pela legalidade da Lei nº 5.197/1967 (Lei de Proteção à Fauna) que não condena a prática da caça de subsistência, juntamente com a Lei nº 9.605/1998 (Lei de Crimes Ambientais) (BRASIL, 2015).

Por fim, os programas de conservação da fauna amazônica, que promovem ações de educação ambiental e gestão comunitária, têm sido bem-sucedidos na manutenção populacional das tartarugas *Podocnemis* fora de áreas protegidas (Campos-Silva *et al.*, 2018; Rivera *et al.*, 2021; Andrade *et al.*, 2022). No entanto, estas alternativas sozinhas são insuficientes para proteger os quelônios, necessitando de medidas complementares (IBAMA, 2019). Uma dessas medidas estratégicas de conservação pode incluir o estabelecimento de zonas específicas de proteção, como as Zonas de Proteção Temporárias de Quelônios (ZPTQs), o engajamento comunitário e as práticas sustentáveis de uso do solo para mitigar o impacto das atividades antrópicas (Andrade *et al.*, 2022; Bárcenas-García *et al.*, 2021; Steen *et al.*, 2012; Campos-Silva *et al.*, 2018).

Zonas De Proteção Temporária De Quelônios (ZPTQs): a estratégia de manejo

Foi no Estado do Amazonas, em 1849, a primeira legislação ambiental de proibição à pesca/caça da tartaruga devido à redução populacional em consórcio com a Resolução nº 54, de 1855, que proibiu a fabricação de manteiga de ovos de tartaruga (Benchimol, 1999). Hoje, diversas leis foram criadas no Brasil na tentativa de proteger os quelônios e frear as ameaças contra as populações naturais (Oliveira, 2022).

Em 2017, o Conselho Estadual do Meio Ambiente do Amazonas (CEMAAM), por meio de resolução estadual, regulamentou a criação de 265 áreas de proteção de quelônios no estado do Amazonas denominando de Zonas de Proteção Temporária de Quelônios (ZPTQs). Conforme Oliveira (2020), o Governo do Amazonas reconheceu por meio deste ato legal os esforços dos ribeirinhos e povos tradicionais na conservação e monitoramento das praias, locais de nidificação, juntamente com os co-benefícios gerados por esta atividade.

Esta resolução lista as praias de desovas de podocnemídeos trazendo segurança jurídica e comprometimento das comunidades ribeirinhas amazônicas em prol da manutenção de populações de quelônios amazônicos devido a função ecológica e importância desta espécie para a cultura da Região Amazônica e subsistência das populações ribeirinhas amazônicas (Fonseca, 2020).

A Resolução traz 3 níveis de proteção no estado sendo o primeiro nível abrangendo áreas indicadas para a proteção e conservação de quelônios, o segundo nível inclui áreas indicadas para conservação, uso e manejo de quelônios pelas populações ribeirinhas e o terceiro e último nível reúne as áreas de conservação, manejo e uso dos quelônios fora de áreas protegidas, com média ou baixa presença de quelônios com histórico de proteção e conservação comunitária das populações de podocnemídeos remanescentes e que devem ser protegidas por instrumento legal específico (Fonseca, 2020).

Conforme Lima *et al.* (2017) regulamentar as práticas de manejo e definir políticas públicas para a conservação da biodiversidade é apenas um dos stakeholders envolvidos no manejo comunitário de tartarugas e tracajás na Amazônia; as comunidades ribeirinhas desempenham papel crucial na proteção dos ninhos e no monitoramento dos quelônios, trabalhando juntamente com instituições de pesquisas, organizações não-governamentais (ONGs) e até empresas do setor privado.

As iniciativas de conservação de quelônios envolvendo comunidades e instituições locais públicas e/ou privadas realizadas na Amazônia resultaram na proteção do habitat de nidificação, proteção e conservação da floresta de igapós e várzeas, manutenção da floresta em pé e recuperação das populações dos podocnemídeos (Cantarelli; Malvasio; Verdade, 2014; Andrade, 2017; Lima *et al.*, 2017; Campos-Silva *et al.*, 2018; Forero-Medina *et al.*, 2019).

Os programas de proteção e monitoramento de base comunitária (PCM) são um componente importante que deve ser incorporado pelo governo e órgãos ambientais para o manejo e conservação dos quelônios na Amazônia (Andrade *et al.*, 2022). Lima *et al.* (2017) trás o Programa Pé-de-Pincha como referência em conservação ambiental há mais de 25 anos no Estado do Amazonas englobando comunitários, instituições públicas e privadas. Também temos o programa de Manejo Participativo de Pirarucu com 25 anos de atividades no Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá; esses projetos e programas contribuem para manutenção de espécies nativas amazônicas (Fonseca, 2020).

O Programa de Monitoramento da Biodiversidade e do Uso de Recursos Naturais em Unidades de Conservação Estaduais do Amazonas (ProBUC) é um programa participativo que objetiva por meio do monitoramento participativo envolver as populações locais para subsidiar informações para propostas de manejo da biodiversidade e, através da parceria com o programa de proteção de quelônios Pé-de-Pincha da UFAM, a Secretaria Estadual de Meio Ambiente

(SEMA) tem implementado o programa em mais de 10 UC's no Estado, entre elas, as áreas de conservação ao longo da rodovia BR-319 (Andrade *et al.*, 2015).

Na Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Igapó-Açu (397.500 hectares entre os municípios de Borba, Manicoré e Beruri), o trabalho de manejo participativo de quelônios vem sendo realizado desde 2010 através do Programa Pé-de-pincha/UFAM com apoio da EMBRATEL (hoje Instituto Claro) e da SEMA/DEMUC e segundo estudo realizado por Andrade *et al.* (2015), os quelônios amazônicos identificados na RDS Igapó-Açu mais comumente encontrados são o tracajá (*P. unifilis*) e o cabeçudo (*Peltocephalus dumerelianus*), além do Mata mata (*Chelus fimbriatus*) e a irapuça (*Podocnemis erythrocephala*), sendo os ovos mais consumidos os do tracajá (71%).

O Programa Pé-de-Pincha, desenvolvido em parceria com o Instituto Acariquara, busca proteger quelônios amazônicos por meio da participação comunitária, educação ambiental e manejo sustentável; a iniciativa fortalece a conservação da biodiversidade e promove o engajamento das populações ribeirinhas amazônicas na proteção de espécies ameaçadas, como a tartaruga-da-Amazônia e o tracajá (INSTITUTO ACARIQUARA, 2025). Segundo o Instituto Acariquara (2025), foram soltos 4.922 filhotes de tracajá na RDS Igapó-Açu e mais de 45 mil filhotes nas 118 comunidades distribuídas entre o Amazonas e o Pará.

Além do consumo dos ovos desta espécie, existe o comércio clandestino deste recurso na própria comunidade, para as pessoas que passam de carro na rodovia e também é levado para as sedes dos municípios mais próximos, Careiro e Borba; quanto ao consumo local dos animais adultos, 86% dos tracajás consumidos são fêmeas e apenas 14% machos, e obteve-se um valor médio 3,6 ninhadas consumidas por cada família, ou seja, aproximadamente 78 ovos de tracajá consumidos no período de um ano (Andrade, 2021).

Concomitantemente com as comunidades da RDS Igapó-Açu, o Programa Pé-de-Pincha implementou e monitora, desde 2012, a conservação de quelônios em outras comunidades ao longo da BR-319 no município do Careiro, nas regiões do Lago do Mamori, Lago Preto/Anveres, paraná do Tucunaré e rio Araçá. Ao todo desde 2012, já foram protegidos 3.165 ninhos e devolvidos a natureza mais de 47.916 filhotes de tracajá (*P. unifilis*) nessas áreas do projeto (Andrade, 2021).

Mas além da pressão de caça dos adultos e consumo dos ovos, a região tem sido bastante impactada pelo crescente desmatamento e conversão da paisagem natural por atividades

antrópicas como extrativismos e/ou agropecuárias, assim como construção de obras de infraestrutura no entorno (Fagundes *et al.*, 2021). As alterações do ciclo hidrológico como cheias e secas extremas, seja originária de obras de infraestrutura ou do aquecimento global, também exercem impactos ambientais negativos no grupo (Eisemberg *et al.*, 2016; Norris; Michalski; Gibbs, 2018).

Conectividade funcional entre quelônios amazônicos e ambientes florestais

Os quelônios ocorrem em todo o território brasileiro distribuído amplamente por toda a Bacia Amazônica e seus afluentes, ao Norte da América do Sul (Pritchard e Trebbau, 1984). Assim como as outras espécies de Podocnemídeos, há migração para os rios principais em períodos de estiagem buscando áreas de reprodução e desova, vivendo em igapós e florestas alagadas quando o nível d'água está elevado (Rueda-Almonacid *et al.*, 2007).

Ao identificar habitats críticos e fatores que contribuem para a vulnerabilidade, os conservacionistas podem priorizar áreas para proteger e esforços de restauração para prevenir a extinção local e facilitar a recuperação da população impactada (Norris *et al.*, 2019). Impactos antropogênicos e características da paisagem, incluindo corredeiras naturais (barreiras análogas a barragens), podem restringir o fluxo gênico associados a uma estrutura populacional significativa, demonstrando possíveis consequências de longo prazo da vulnerabilidade mapeados em escala local (Dos Santos *et al.*, 2016; Agostini *et al.*, 2024; Cárdenas-Barrantes *et al.*, 2024).

A análise da paisagem em áreas de nidificação revela que uma praia desprovida de floresta ripária no seu entorno perde sua capacidade de sustentar o ciclo de vida completo dos quelônios, uma vez que a reprodução é apenas uma fase de um ciclo anual que depende profundamente dos recursos das florestas inundadas, várzeas e igapós (Leão; Famelli; Vogt, 2019).

Informações em escala local são, portanto, vitais para desenvolver planos de manejo mais eficazes para habitats ripários e outras áreas importantes para a nidificação, bem como medidas de mitigação ou compensação por impactos ambientais; a única variável que não esteve fortemente correlacionada com nenhum dos três primeiros componentes foi a perda da cobertura florestal em um raio de 500m; houve um gradiente claro de vulnerabilidade na área de nidificação em relação aos impactos antrópicos (De Paula Silva; Michalski; Norris, 2025).

Os sinais ambientais que as fêmeas usam para selecionar áreas de nidificação não levam em conta ameaças induzidas pelo homem, o que, por sua vez, torna as populações vulneráveis à superexploração (Quintana *et al.*, 2019; Fagundes *et al.*, 2021). Avaliar a vulnerabilidade das áreas de nidificação é necessário para desenvolver estratégias de conservação mais eficazes para tartarugas amazônicas, incluindo *P. unifilis* (Fagundes *et al.*, 2021).

O sensoriamento remoto tem sido usada para identificar e mapear a vulnerabilidade das áreas de nidificação de tartarugas de água doce na Amazônia brasileira (Fagundes *et al.*, 2021). Embora as publicações baseadas em trabalho de campo estejam em declínio (Ríos-Saldaña *et al.*, 2018), integrar dados de campo para complementar abordagens de sensoriamento remoto é vital para gerar evidências científicas robustas (De Paula Silva; Michalski; Norris, 2025).

Cobertura Florestal e SIG: ferramentas de monitoramento ambiental

O uso de geotecnologias envolvendo os sistemas de informações geográficas (SIG) possui papel primordial na pesquisa e no planejamento ambiental permitindo a manipulação de dados georreferenciados e a análise de relações espaciais entre objetos geográficos (Ortiz, 1993) sendo decisivo em estudos relacionados ao uso e cobertura florestal, fornecendo suporte no mapeamento, obtenção de informações sistematizadas e análises de mudanças e modelos na ecologia da paisagem (Santos, 2010).

Conforme Metzger *et al.* (2007), a paisagem é um conjunto de ecossistemas ou unidades de uso e cobertura do território definido por critérios fisionômicos, composicionais ou uso antrópico; e na visão ecológica pode ser vista como um mosaico de diferentes tipo de habitats inserido a diversos regimes de perturbação. A Ecologia de Paisagens vem sendo considerada como uma ecologia espacial em prol de analisar a influência do arranjo espacial nos processos ecológicos (Turner *et al.*, 1989) e as interações de padrões em mosaicos (Forman, 1995).

As imagens de satélites geram oportunidades de analisar a série temporal e histórica da área averiguando o processo de perturbação, seja ele natural ou antrópico, através de observações antes e depois das alterações na estrutura da paisagem, inferindo determinadas alterações no processo ecológico, sendo útil em estudos pelos ecólogos (Metzger *et al.*, 2007). Estudos ambientais podem ser executados como propagação do fogo, criação de estradas, projetos madeireiros, composição e riqueza de espécies, distribuição populacional gerando modelos de simulação que dispõe no estudo da Ecologia de Paisagens (Oliveira-Filho, 2001).

A obtenção de informações pode ser realizada diretamente em campo ou com o uso de geotecnologias, sendo esta última opção a mais viável devido ao tempo hábil de levantamentos em campo de grandes áreas, aquisição de grande quantidade de informações hidrogeomorfológicas e com baixo custo operacional e financeiro (Pacheco *et al.*, 2020). A eficiência da gestão dos recursos naturais depende da qualidade das informações inseridas no planejamento com características ambientais como uso e ocupação do solo permitindo quantificar os recursos disponíveis na região (Silva *et al.*, 2021).

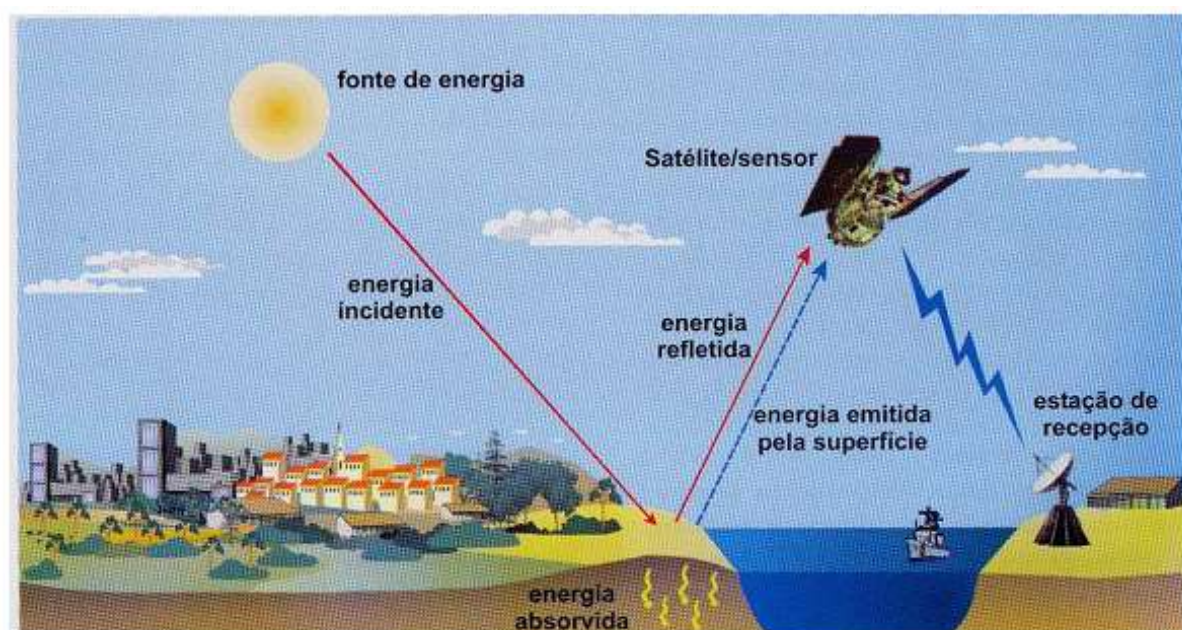


Figura 1 — Obtenção de imagens por sensoriamento remoto a nível orbital (Fonte: Florenzano, 2011, pág.09).

Conforme Florenzano (2011), o sol é um recurso natural disponível, como fonte de energia para iluminação terrestre, cujo o sensor acoplado em satélite em órbita na atmosfera está apto a captar a energia refletida pela toposfera, armazenando os dados na nuvem dispostos a serem manipulados por profissionais, estudantes e público em geral com habilidade em realizar o downloads das imagens de satélites em sites, por meio de estação receptora com o objetivo de aplicar conhecimentos, técnicas e estudos sobre o local de interesse do usuário.

A revisão realizada evidencia que a conservação de *Podocnemis unifilis* na Amazônia depende de um conjunto integrado de fatores: a existência de estratégias de manejo comunitário regulamentadas (como as ZPTQs), a manutenção da cobertura florestal no entorno das áreas de nidificação — dada a relação funcional entre quelônios e ambientes ripários — e o uso de ferramentas de monitoramento espacial (SIG e sensoriamento remoto) para avaliar tais relações.

METODOLOGIA

O programa de proteção dos quelônios, no período de 2024-2025, nas comunidades da Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Igapó-Açu, Lago Mamori, Lago Pirainha, Lago Tracajá e Lago Tucunaré desenvolveu o monitoramento das praias e a execução das fases do protocolo conservacionista de proteção (Andrade, 2012; IBAMA, 2019): I) na época de translocação dos ninhos (coleta) entre agosto e setembro/2024; II) no nascimento dos filhotes (eclosão) em novembro/24; e, III) na soltura dos filhotes entre fevereiro e abril de 2025.

Área de estudo

Neste estudo foram avaliadas as seguintes praias de nidificação que executam o manejo de base comunitária supervisionado pelo Programa de Manejo Comunitário Pé-de-Pincha (PDP) da Universidade Federal do Amazonas (UFAM) ao longo da rodovia BR-319, nos municípios de Careiro e Borba:

Tabela 1 — Áreas localizadas dentro de UC e fora de UC.

Áreas de abrangência	Coordenadas
RDS Igapó-Açu:	04°42'49.1"S; 61°17'34.8" W
1) Praia Alta;	04°55'44.6"S; 61°47'53.7"W
2) Praia Palheira;	04°53'51.8"S; 61°40'50.7"W
3) Praia Tec-Tec;	04°54'21.6"S; 61°44'24.8"W
4) Praia Vai-Quem-Quer;	04°55'15.5"S; 61°45'54.8"W
5) Praia Visagem;	04°54'15.8"S; 61°43'28.0"W
Lago Mamori:	03°69'43.8"S; 59°59'11.8" W
1) Praia Rubens [Com.Sto.Antônio];	03°36'28.8"S; 60°07'49.6"W
2) Praia Arroz [Com. N.S.P.S];	03°45'17.9"S; 60°14'19.6"W
3) Lago Pirainha;	03°38'08.5"S; 59°53'56.2"W
4) Lago Tracajá;	03°40'21.7"S; 59°55'36.7"W
5) Lago Tucunaré;	03°34'58.6"S; 59°58'03.2"W

As praias localizadas no interior da RDS Igapó-Açu estão inseridas e protegidas pela Resolução CEMAAM nº 25/2017 no qual fazem parte das 265 locais nomeados de Zonas de Proteção Temporárias de Quelônios (ZPTQs).

As áreas localizadas em lagos não estão contidas em uma Unidade de Conservação sendo consideradas como terras devolutas e apenas 2 (dois) lagos estão protegidos como ZPTQs: Lago Mamori e Lago Tucunaré. O Lago Pirainha, Lago Tracajá e a Praia Arroz na Comunidade Nossa Senhora do Perpétuo Socorro (NSPS) foram inseridos no PDP após 2017.

A imagem a seguir apresenta a Resolução CEMAAM nº25/2017 com as praias contempladas pela legislação estadual e seus respectivos municípios:

**Secretaria de Estado do Meio Ambiente -
SEMA
RESOLUÇÃO CEMAAM Nº 25, DE 18 DE AGOSTO DE
2017**

Cria as Zonas de Proteção Temporária de Quelônios - ZPTQs, no Estado do Amazonas, estabelece os critérios para sua definição e dá outras providências.

O CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE DO ESTADO DO AMAZONAS - CEMAAM, no uso das atribuições legais, previstas no art. 220 da Constituição Estadual de 1989, e instituídas pela Lei Estadual nº 2.985, de 18 de outubro de 2005, e tendo em vista o disposto no seu regimento interno.

CONSIDERANDO o disposto na Lei Complementar nº 140, de 09 de dezembro de 2011, especialmente em seu artigo 8º, inciso XVII que trata sobre o fomento das atividades que conservem a fauna ameaçada de extinção *in situ* e inciso XVIII que versa sobre o controle da apanha de espécimes da fauna silvestre, ovos e larvas destinadas à implantação de criadouros, enquadrando-os como ação administrativa do Estado.

CONSIDERANDO o que estabelece a Lei de Fauna nº 5.197, de 03 de janeiro de 1967;

CONSIDERANDO a Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação e a Lei Complementar nº 53, de 05 de junho de 2007, que criou o Sistema Estadual de Unidades de Conservação;

CONSIDERANDO a Portaria SUDEPE nº 024, de 27 de agosto de 1987 que trata sobre a proteção aos ninhos, criadouros naturais e praias de nidificação e reprodução de fauna silvestre;

CONSIDERANDO o conteúdo constante do documento apresentado pelo Grupo de trabalho sobre Quelônios instituído pela Portaria SDS nº 128/2011;

CONSIDERANDO que os quelônios representam um importante recurso natural para as populações tradicionais ribeirinhas;

CONSIDERANDO a pressão sobre os estoques de quelônios as iniciativas de conservação comunitárias e a necessidade de regulamentar a proteção das áreas de reprodução de quelônios no Amazonas;

**RESOLVE:
CAPÍTULO I**

**DAS ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA PROTEÇÃO E
CONSERVAÇÃO DE QUELÔNIOS**

Sessão I – Dos Critérios para Definição

Art.1º Serão criadas áreas prioritárias para proteção e conservação dos quelônios aquáticos das espécies tartaruga-da-amazônia (*Podocnemis expansa*), tracajá (*Podocnemis unifilis*), iacá (*Podocnemis sextuberculata*), irapuça (*Podocnemis erythrocephala*) e cabeçudo (*Pelteocephalus dumerilianus*) no Estado do Amazonas.

Parágrafo único. As áreas estabelecidas na presente resolução serão denominadas Zona de Proteção Temporária de Quelônios (ZPTQ), que são tabuleiros e outros sítios reprodutivos de desova de quelônios e seus arredores que ficarão sob proteção durante as estações de vazante e seca em período específico.

Art. 2º As ZPTQs no Estado do Amazonas e seus respectivos níveis estão relacionadas no Anexo I desta

		Praias de desova na RDS do Igapó Açú (Comunidade São Sebastião: 04°42'49,17" S ; 61°17'34,83" W; 04°43'27,40" S; 61°19'05,20" W; 04°42'43,70" S e 61°17'32,80" W); Caminho (04°48'57,5"s; 61°27'07,7" w); Jacarétinga (04°49'51,2"s; 61°27'54,6" w); praia das Três bocas (04°49'43,1"s; 61°31'14,7" w); praia da Pedra (04°49'15,0"s; 61°31'42,0" w); praia do Carneiro (04°48'31,2"s; 61°34'37,5" w); praia do Martelo (04°49'16,9"s; 61°35'16,9" w); praia do Mutum (04°50'07,7"s; 61°35'42,4" w); praia do Visagem (04°51'28,5"s; 61°39'16,2" w); praia do Estirão (04°53'14,3"s; 61°39'32,6" w); praia do Trectec (04°54'20,4"s; 61°44'22,5" w); praia do Roque (04°54'25,3"s; 61°45'05,6" w); praia Vai quem quer (04°55'01,2"s; 61°45'59,9" w); praia do Ponto (04°55'26,4"s; 61°46'46,9" w); praia da Cobra (04°55'24,1"s;	
Madeira	Borba/ Carreiro		2

Madeira	Borba/ Careiro	Praias de desova na RDS do Igapó Açú (Comunidade São Sebastião: 04°42'49,17" S ; 61°17'34,83" W; 04°43'27,40" S; 61°19'05,20" W; 04°42'43,70" S e 61°17'32,80" W); Caminho (04°48'57,5"s; 61°27'07,7" w); Jacarétinga (04°49'51,2"s; 61°27'54,6" w); praia das Três bocas (04°49'43,1"s; 61°31'14,7" w); praia da Pedra (04°49'15,0"s; 61°31'42,0" w); praia do Carneiro (04°48'31,2"s; 61°34'37,5" w); praia do Martelo (04°49'16,9"s; 61°35'16,9" w); praia do Mutum (04°50'07,7"s; 61°35'42,4" w); praia do Visagem (04°51'28,5"s; 61°39'16,2" w); praia do Estirão (04°53'14,3"s; 61°39'32,6" w); praia do Trectrec (04°54'20,4"s; 61°44'22,5" w); praia do Roque (04°54'25,3"s; 61°45'05,6" w); praia Va quem quer (04°55'01,2"s; 61°45'59,9" w); praia do Ponto (04°55'26,4"s; 61°46'46,9" w); praia da Cobra (04°55'24,1"s;	2	Solimões / Madeira	Careiro	Sítios de reprodução de quelônios na área do acordo de pesca do Lago do Mamori (3° 42'2.30"S; 60° 11'19"W); Tucunaré/Tucunarezinho (3° 35'34,1"S; 60° 08'44,3"W), Igarapé do Capivarinha (3° 35'33,3"S; 60° 09'13,9"W); Rubens (3° 37'15"S; 60° 07'49,5"W), Roque (03° 36'11,5"S; 60° 08'2,7"W), furo do Garcia (03° 05'38,1"S; 60° 08'33,1"W); Dona Dalva (03° 35'30,8"S; 60° 08'33,1"W); Ilha do Jacaré, Jurará, no Igarapé do Clementino (03° 36'40,7"S; 60° 08'16,2"W); furo Porto das Canoas (03° 35'15"S; 60° 08'31,4"W), da Solidão, Igarapé do Jenipapo, Igarapé	3
						Grande, Igarapé da Cigana, Lago do Araçá e Igarapé do Joari, localidades de São Pedro (03° 36'53,8"S; 60° 07'46,4"W), Igarapé do Samaúma (03° 35'35"S; 60° 09'16,4"W) e São Raimundo do Pacatuba, Jacamim e Terra Alta	
		61°50'54,6" w); praia do Mapiquari (04°54'16,3"s; 61°56'21,8" w); Outras praias: Arapari, Castanhal, Cururu, Marajá, Palheira, Praia Alta, Praia da Julia, Taboca, Viúva, Capitari, Ponto, Mariaga, Seca; Base 1 (04°54'10,2"S; 61°41'07,3"W), Base 2 (04°55'2,6"S; 61°47'14,1"W)					

Figura 2 — Resolução CEMAAM nº25/2017.

A resolução trouxe as localidades que estão protegidas como ZPTQs, enquanto praias localizadas fora desta resolução foram inseridos no PDP após a publicação de 2017. Isso servirá de base no estudo para averiguar se houve diferença de proteção normativa das demais praias, além da busca entre UCs e terras devolutas, conforme o objetivo da pesquisa.

O Plano de Manejo da RDS Igapó-Açu contém o mapa de localização da UC, a seguir:

Figura 1. Localização da RDS Igapó-Açu.

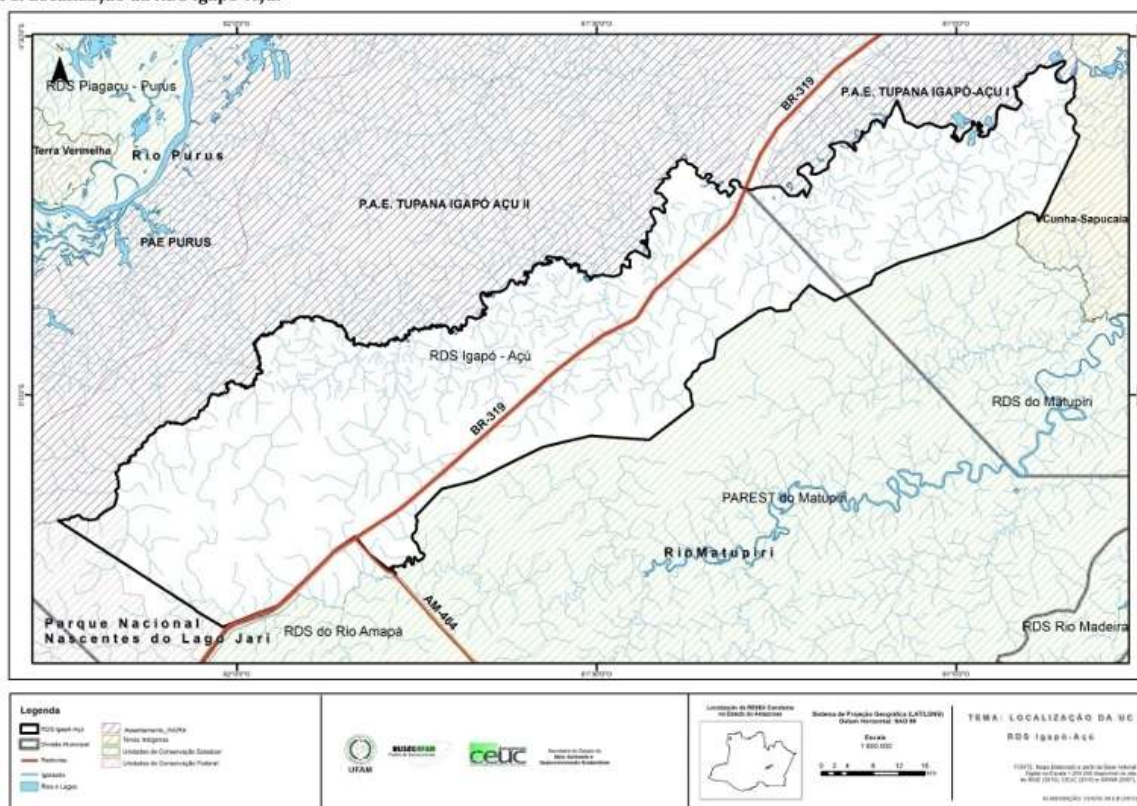


Figura 3 — Mapa de localização da Unidade de Conservação em estudo.
(Fonte: Plano de Manejo da RDS Igapó-Açu, 2014)

As 10 áreas do estudo estão localizadas no interflúvio Purus-Madeira. As 5 praias localizadas dentro da UC estão no limite territorial da RDS Igapó-Açu fazendo parte do Rio Jara, na bacia hidrográfica do Rio Madeira. Além dos municípios Borba e Careiro, há divisão territorial com Beruri e Tapauá, além de Manicoré.

O programa iniciou sua atuação nesta região em comunidades integrantes da UC, São Sebastião e Nova Geração no ano de 2010. Posteriormente, avançou para o Lago do Mamori, na comunidade Santo Antônio do Mamori em 2012, buscando aumentar a proteção em locais que não possuem proteção legal. Ainda no Lago Mamori, chegou na comunidade Nossa Senhora do Perpétuo Socorro — NSPS, na pessoa do Batefino. Depois em lagos como Tucunaré na pessoa do senhor Luiz Lira, no Lago Tracajá na pessoa da senhora Gilza Pontes representante comunitária e senhor Reinaldo Cascaes, e, por fim, no Lago Pirainha na pessoa da senhora Tatiane Maia. Os lagos são interligados pelo Igarapé do Mamori e Paraná do Castanho Mirim desaguando próximo à cidade de Autazes-AM.

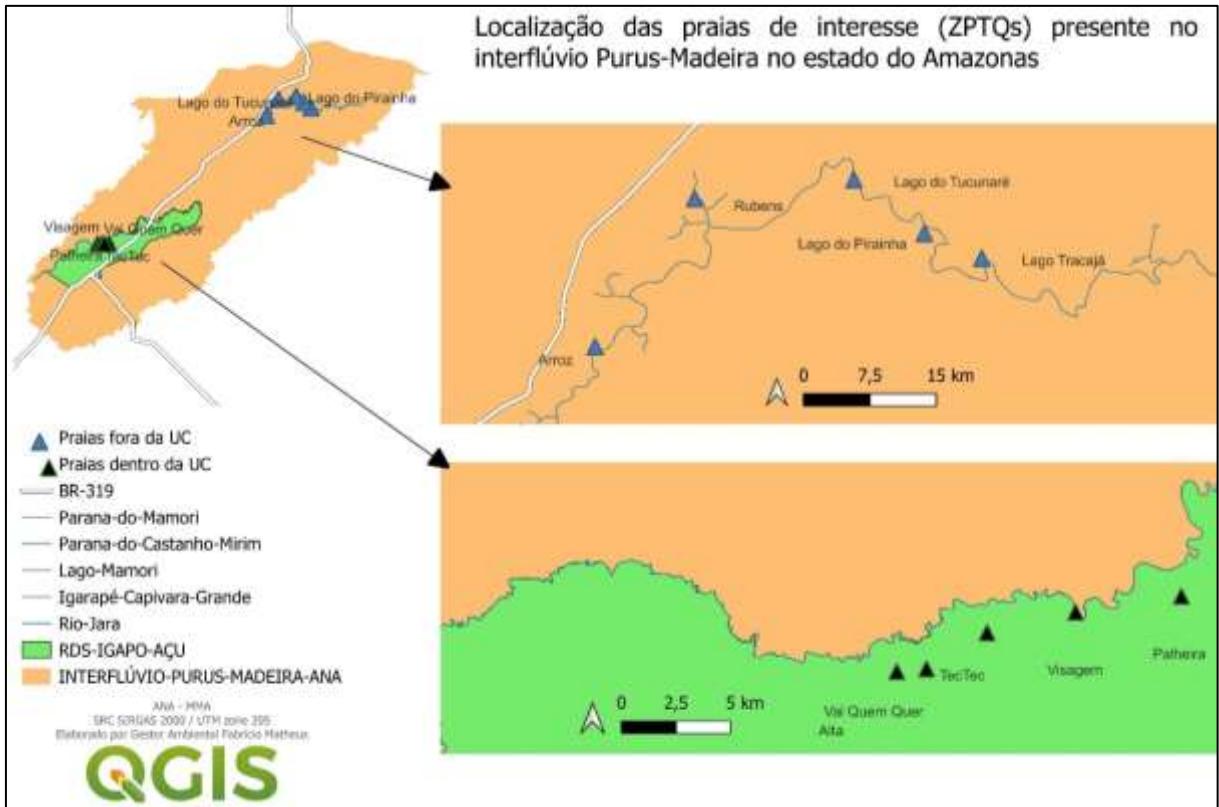


Figura 4 — Mapa de localização das praias ZPTQs.
(Fonte: Autor, 2025)

Dados reprodutivos analisados

Foram analisados os dados de proteção de ninhinhos, ovos e filhotes de tracajás (*Podocnemis unifilis*) nas áreas de nidificação protegidas pelas localidades de abrangência deste estudo. Verificou-se o sucesso do programa de acordo com a literatura.

Análise das séries temporais de proteção de ninhinhos e filhotes

Com os dados de produção de ninhinhos, ovos e filhotes foram elaborados gráficos de linhas relacionando a produção de ninhinhos e ovos em cada localidade analisada, filhotes soltos em cada ano de proteção (Série Temporal). Foi gerado um gráfico de linhas nas localidades de interesse, averiguando a série histórica de proteção das praias.

Esses dados foram obtidos a partir do banco de dados da série histórica temporal sob tutela do Laboratório de Animais Silvestres – LAS/UFAM, coordenador pelo prof. Dr. Paulo Cesar Machado Andrade, do Acervo do Programa de Manejo Comunitário Pé-de-Pincha da UFAM, no período de 2010 a 2024. O gráfico de barras foi gerado para evidenciar a frequência e comparar as localidades de interesse em produtividade e picos de ninhinhos (outliers).

Foram aplicados análises estatísticas pelos testes: i) de normalidade de Shapiro-Wilk para averiguar a hipótese de normalidade dos índices; ii) homogeneidade, pelo Teste de Levene; iii) de Kruskal-Wallis; iv) Teste VIP: A aplicação do teste de Importância de Variável na Projeção (VIP) permitiu identificar as variáveis mais relevantes; v) ANOVA; vi) de Breusch-Pagan e as correlações de Pearson e Spearman com valores de R, conforme o método estabelecido por Andrade *et al.* (2022). Por fim, a análise de componentes principais (PCA) foi aplicado visando dimensionar a estrutura da variância e covariânciado vetor aleatório das variáveis originais, denominadas componentes principais.

Caracterização da paisagem e o percentual de cobertura florestal nas praias de nidificação

Durante a viagem de coleta (Ago-set), todas as praias de desova foram georreferenciadas e as coordenadas dos sítios de desova foram plotadas no Qgis versão 3.34 (versão Prizren). As imagens de satélite foram obtidas no Copernicus Browser, satélite Sentinel 2 cuja resolução é de 10 metros, para análise visual e digital do tamanho da cobertura florestal, hidrografia (água) e não-vegetação em hectares (ha) e do percentual (%) em cada área.

As imagens foram usadas nas bandas B2, B3 e B4 para compor as imagens no Qgis reprojetadas em Sistema de Referência de Coordenadas UTM SIRGAS 2000, EPSG 32720 e 32721 respectivamente as zonas 20s e 21s. O buffer foi criado no raio de 3km, 5km e 10km de cada coordenada da ZPTQ. Para classificação, foi usado o SagaGis cujo método utilizado é a classificação supervisionada com máxima verossimilhança. Para isso, foi necessário áreas de treinamento composto por 30 áreas para cada classe, sendo elas: Floresta, Hidrografia e Não-Vegetação obtendo os valores reais em hectares (ha) e percentual (%) de cada praia.

No classificador foram utilizados as áreas de imagens que foram compostas juntamente com as áreas de treinamento e gerou o mapa de classificação. No Qgis, as áreas que não pertencem a nenhuma classe deste estudo foram excluída da análise. A estatística descritiva se deu através dos parâmetros máximo, mínimo, média e desvio padrão. A análise estatística calculou a normalidade dos dados, homogeneidade da amostra, Teste de Mann-Whitney e Teste de Kruskal-Wallis para testes não-paramétricos. Gerou-se o gráfico de agrupamento estatístico (Tukey) da análise da cobertura florestal no raio de 3km, 5km e 10km em cada praia de interesse deste estudo para compação visual dos resultados encontrados.

Relação entre os parâmetros de ninhos, ovos e filhotes de tracajás com a cobertura florestal

Inicialmente, utilizou-se os testes não-paramétricos de Mann-Whitney, Kruskal-Wallis, Spearman e Kendall. E posteriormente, a análise de correlação de Pearson entre as variáveis de ninhos, ovos e filhotes gerando uma tabela de comparação das correlações entre as localidades. A continuidade se deu pelas regressões lineares simples e múltiplas buscando um modelo ideal com respectivos valores de R; aplicou-se o teste ANOVA e MANOVA a fim de comparar as áreas de nidificação.

Relação entre os dados biométricos de ovos de tracajás e a cobertura florestal

Foi coletado dados biométricos de ovos, como: comprimento, largura e peso dos ovos. A análise das tendências foi aplicado pelo Teste de Mann-Whitney. As análises gráficas foram realizadas pela geração de boxplots explorando os dados comparando as localidades através da correlação entre os dados biométricos de ovos e cobertura florestal.

RESULTADOS

Histórico do Programa Pé-De-Pincha

A série temporal de proteção de ninhinhos, ovos e filhotes de tracajás (*Podocnemis unifilis*) do Programa de Manejo Comunitário Pé-de-Pincha (PDP) na UC — RDS Igapó-Açu — e fora, nos lagos: Mamori, Pirainha, Tracajá e Tucunaré estão agrupados e dispostos na tabela a seguir:

RDS Igapó Açu					FORA DE UC				
Ano	Ninhos	Ovos	Filhotes	Tx. Eclosão	Ano	Ninhos	Ovos	Filhotes	Tx. Eclosão
2010	57	1.085	677	62,4%	2010	-	-	-	-
2011	88	2.049	1.268	61,9%	2011	-	-	-	-
2012	74	1.737	578	33,3%	2012	7	134	71	53,0%
2013	122	2.692	570	21,2%	2013	7	165	107	64,8%
2014	48	871	645	74,1%	2014	15	538	396	73,6%
2015	107	2.396	927	38,7%	2015	47	1.387	1.017	73,3%
2016	69	1.300	133	10,2%	2016	72	2.131	1.240	58,2%
2017	252	4.871	2.707	55,6%	2017	107	2.837	1.175	41,4%
2018	248	5.184	4.155	80,2%	2018	151	4.722	3.586	75,9%
2019	406	7.091	5.487	77,4%	2019	217	5.481	4.115	75,1%
2020	276	5.481	4.171	76,1%	2020	219	5.461	3.275	60,0%
2021	244	7.940	5.241	66,0%	2021	332	9.562	6.375	66,7%
2022	386	7.669	5.851	76,3%	2022	365	10.924	8.449	77,3%
2023	309	5.672	4.631	81,6%	2023	377	10.682	6.485	60,7%
2024	331	7.129	4.927	69,1%	2024	344	10.193	6.316	62,0%
Total	3.017	63.167	41.968	66,4%	Total	2.260	64.217	42.607	66,3%
T Geral	5.277	127.384	84.575	66,4%					

Figura 5 — Série temporal do Programa de Manejo Comunitário PDP na RDS Igapó-Açu e fora da UC.

O histórico do Programa PDP infere sobre o sucesso do manejo nos locais participantes. O programa coletou mais de 5 mil ninhinhos nas áreas deste estudo, mais de 127 mil ovos que geraram acima de 84 mil filhotes. Conforme Vogt (2008), os programas de conservação faunísticos obtêm sucesso quando a taxa de eclosão atinge 60% de natalidade, resultados observados em sucessivos anos de atuação e no total geral de 66,4% na taxa de eclosão.

Em alguns anos do programa, tivemos dificuldades na execução dos trabalhos pela sua complexidade da rede de apoio, os colaboradores, e a disposição ativa da comunidade. Alguns fatores como alimentação, apoio logístico (carros, barcos e lanchas) para deslocamento da equipe, combustíveis e disponibilidade de mão de obra comunitária prejudicaram no sucesso do manejo adequado da espécie.

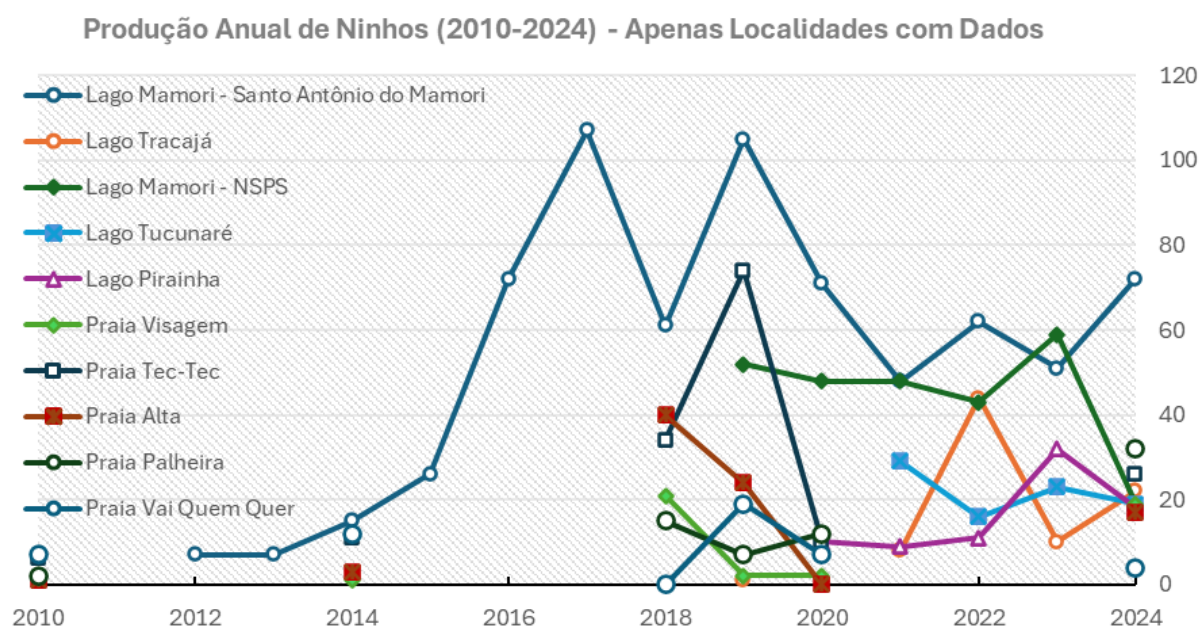


Figura 6 — Série Histórica Temporal de Ninhos do Programa PDP nas áreas do estudo.

O gráfico da Série Histórica de Ninhos do Programa PDP (Figura 6) mostra que alguns anos foi coletado o número de ninhos encontrado nas praias compondo este estudo, como exemplo os anos de 2018 a 2020. Nos anos iniciais, não haviam coleta de ninhos por praia, apenas o total de ninhos coletados pela comunidade participante do programa. A seguir, o gráfico mostra a frequência do número de ninhos protegidos em cada praia que atua o programa:

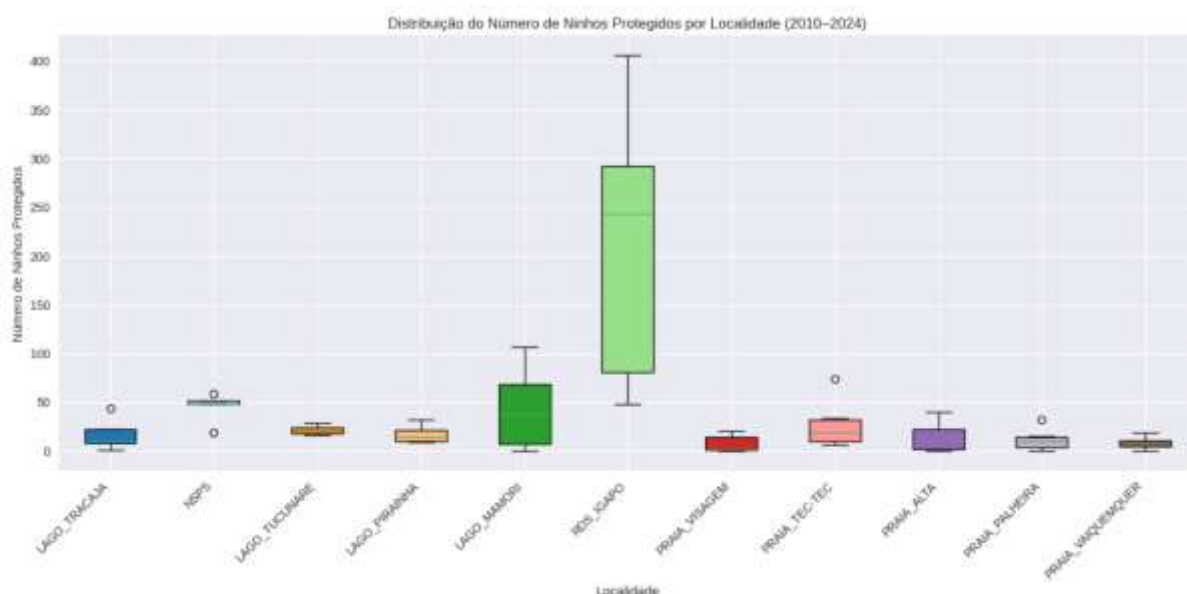


Figura 7 — Distribuição de Ninhos por praias e lagos de atuação do programa PDP.

A frequência de ninhos registrados por localidade (Figura 7) evidencia a presença de outliers nas praias e lagos, indicando maior número de ninhos coletados comparando os locais.

O Teste de Normalidade de Shapiro-Wilk sobre a série temporal do PDP resultou que praias, como Visagem ($p = 0,0143$), não seguiu uma distribuição normal, enquanto praias, como Vai Quem Quer ($p = 0,9322$), obteve normalidade. Em comparação com áreas protegidas e devolutas, a RDS Igapó ($p = 0,077$) não seguiu distribuição normal, enquanto o Lago Mamori ($p = 0,6717$) obteve normalidade.

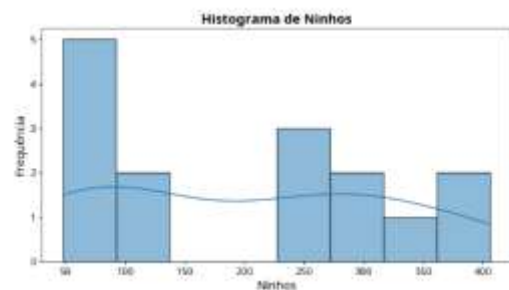
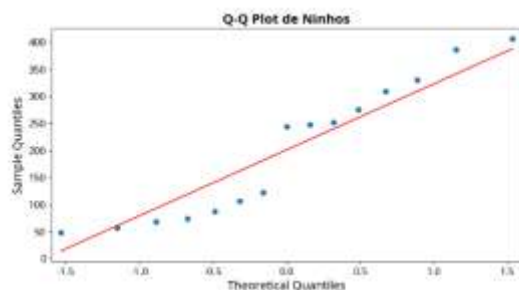
Os testes de homogeneidade apontaram variâncias distintas de áreas dentro e fora de UC (Levene $p < 0,001$; Bartlett $p < 0,001$), e o teste de Kruskal-Wallis reforçou a diferença significativa entre grupos ($H = 19,50$; $p < 0,001$).

As correlações de Pearson e Spearman identificaram colinearidade e multicolinearidade, com relações perfeitas positivas e negativas, como Tracajá & Visagem ($r = 1,0$; $\rho = 1,0$) e também NSPS & Vai Quem Quer ($r = 1,0$; $\rho = 1,0$).

O Teste VIP demonstrou que o Lago Tracajá (VIP = 2,13), Lago Mamori (VIP = 1,56) e comunidade NSPS (VIP = 1,16) são as variáveis mais relevantes, enquanto praias da UC como Palheira (VIP = 0,21) e Vai Quem Quer (VIP = 0,16) obtiveram baixa relevância.

Por fim, a PCA demonstrou que o PC1 explicou 61% da variância, associado aos lagos, e o PC2 explicou 21%, associado às praias, totalizando 82% da variabilidade explicada. Em síntese, os resultados confirmam que lagos concentram a produtividade e estabilidade, enquanto praias concentram a variabilidade e oscilação.

Avaliando separadamente os dados dentro e fora da UC, gerou-se o histograma de Ninhos, Ovos e Filhotes da RDS Igapó-Açu, conforme figura a seguir:



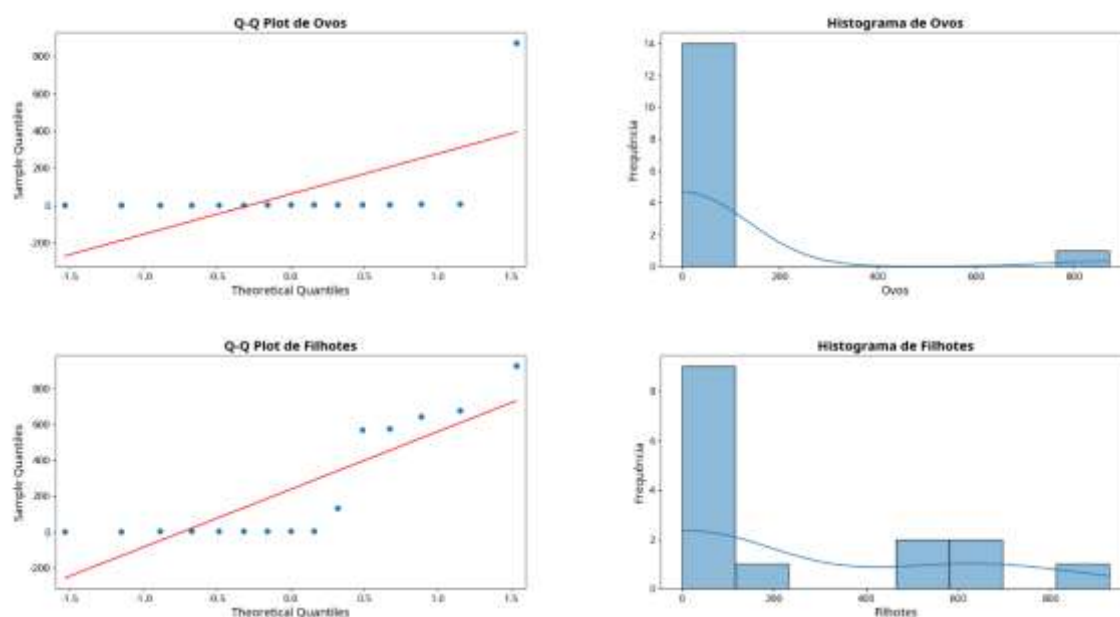


Figura 8 — a)QQPlot da série temporal de ninhos em praias; b) Histograma histórico de ninhos em praias; c)QQPlot da série temporal de ovos nas praias; d)Histograma histórico de ovos nas praias; e)QQPlot da série temporal de filhotes dentro da UC; f)Histograma histórico de filhotes dentro da UC.

Os histogramas evidenciaram as frequências dos valores observados na Série Temporal do Programa PDP dentro da UC. Apenas o histograma de Ninhos apresentou o formato ideal. Os histogramas de Ovos e Filhotes apresentaram distribuição assimétrica e inclinada para a direita indicando que os dados possuem concentração em valores mais baixos com outliers, ou picos, que redistribui a tendência para a esquerda.

A Análise de Variância (ANOVA) verificou que não há diferença estatisticamente significativa ($p\text{-valor} > 0.05$) na RDS Igapó-Açu entre as médias das variáveis Ninhos, Ovos e Filhotes, expressando que elas podem ser analisadas como estatisticamente iguais.

Resultados diferentes foram encontrados para o Lago do Mamori e adjacências, onde a Análise de Normalidade das variáveis Ninhos, Ovos e Filhotes avaliou os dados como normalmente distribuídos ($p\text{-valores} > 0.05$).

O Teste ANOVA constatou diferenças estatísticas nos valores de Ninhos, Ovos e Filhotes fora da UC. A seguir, os histogramas agrupados, com formato ideal, dos dados da série histórica temporal no Lago Mamori, Lago Pirainha, Lago Tucunará e Lago Tracajá:

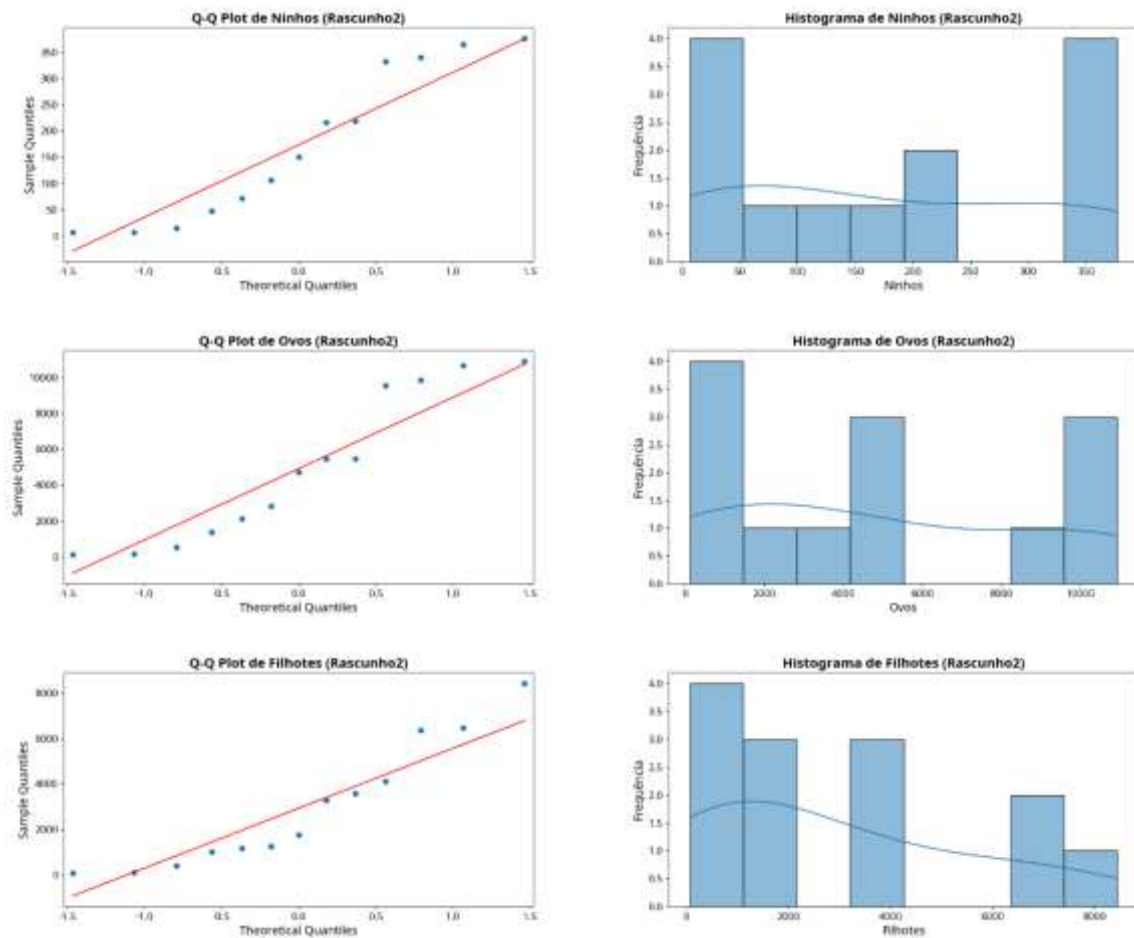


Figura 9 — a)QQPlot da série temporal de ninhinhos em lagos; b) Histograma histórico de ninhinhos em lagos; c)QQPlot da série temporal de ovos nos lagos; d)Histograma histórico de ovos nos lagos; e)QQPlot da série temporal de filhotes fora da UC; f)Histograma histórico de filhotes fora da UC.

Além do Teste de Normalidade (Shapiro–Wilk), aplicou-se o Teste de Levene que confirmou heterogeneidade de variâncias entre a maioria das variáveis ($p < 0,001$), exceto entre “Ovos” e “Filhotes”, que mantiveram homogeneidade.

Em síntese, os resultados confirmaram a robustez das relações entre ninhinhos, ovos e filhotes, ao mesmo tempo em que destacaram a variabilidade da taxa de eclosão e a necessidade de modelos estatísticos robustos para lidar com heterogeneidade e não normalidade.

O teste de Importância de Variável na Projeção (VIP) identificou as variáveis mais relevantes para explicar a variabilidade da produção de ninhinhos entre 2010 e 2024. Os resultados mostraram que o Lago Mamori (VIP = 1,25), a comunidade NSPS (VIP = 1,18), Lago Tucunaré (VIP = 1,05), Lago Tracajá (VIP = 1,02), a praia Vai Quem Quer (VIP = 1,12), a praia Visagem (VIP = 1,09) e a RDS Igapó (VIP = 1,30) apresentaram valores superiores a 1, indicando alta relevância no modelo e forte contribuição para os componentes principais.

Em contrapartida, o Lago Pirainha (VIP = 0,85), a praia Tec-Tec (VIP = 0,92), a praia Alta (VIP = 0,88) e a praia Palheira (VIP = 0,81) apresentaram valores inferiores a 1, sugerindo menor influência individual. A presença de múltiplas variáveis com $VIP > 1$ e correlações significativas entre elas confirmam a ocorrência de colinearidade e multicolinearidade, especialmente entre praia Rubens no Lago Mamori e NSPS, assim como Tracajá e Tucunaré.

Esses resultados reforçam a necessidade de técnicas robustas, como PCA ou regressões penalizadas (Ridge/Lasso), para reduzir redundância e garantir maior confiabilidade na modelagem estatística.

O teste de Breusch–Pagan revelou heterocedasticidade na RDS Igapó-Açu ($p = 0,032$), mas não fora da UC ($p = 0,169$), indicando maior estabilidade dos modelos lineares em lagos. As correlações de Pearson mostraram associações muito fortes entre “Ninhos”, “Ovos” e “Filhotes” ($r > 0,96$; $p < 0,001$).

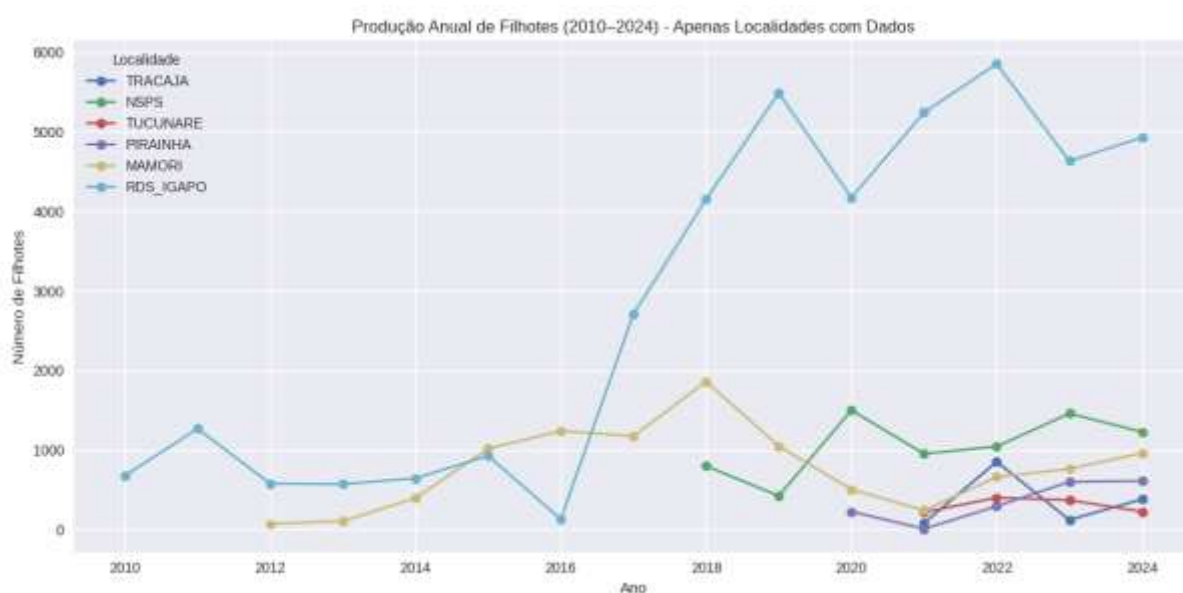


Figura 9 — Quantitativo de filhotes soltos pelas comunidades e lagos atuante do programa PDP.

A análise temporal da soltura de filhotes do programa PDP entre os anos de 2010 a 2024 revelou que a RDS Igapó-Açu concentrou a maior soma total (41.964 filhotes), com destaque para os anos de 2018 (4.151), 2019 (5.487) e 2022 (5.851), refletindo sua função ambiental na dinâmica da reserva conservacionista.

Entre os lagos, Mamori foi o mais produtivo (10.046 filhotes), seguido pela comunidade NSPS (7.406), com valores consistentes ao longo dos anos; Pirainha (1.739), Tracajá (1.438) e Tucunaré (1.215) apresentou produção moderada, com maior oscilação interanual. As praias

não registra valores, sendo excluídas das análises estatísticas. Os filhotes da UC não são separados por praias, o que torna impossível realizar tal análise dentro da UC.

Os testes de normalidade dos filhotes indicaram que o Lago Mamori e a comunidade NSPS se aproximaram da distribuição normal. Os testes de homogeneidade apontaram que as variâncias entre as localidades são heterogêneas (Levene $p < 0,001$; Bartlett $p < 0,001$), e o teste de Kruskal-Wallis confirmou diferenças estatísticas significativas entre lagos ($p = 0,0015$).

O teste VIP apontou o Lago Tracajá (VIP = 1,65) como o lago mais relevante, enquanto NSPS (VIP = 0,65), Tucunaré (VIP = 0,06) e Pirainha (VIP = 0,00) apresentaram menor influência. A PCA mostrou que o PC1 explica 64,6% da variância, dominado por RDS Igapó, Mamori e NSPS, enquanto o PC2 explica 20,0%, refletindo a variabilidade de Tracajá, Tucunaré e Pirainha.

Em síntese, os resultados confirmaram que o Lago do Mamori (Praia Rubens na comunidade Santo Antônio do Mamori e Praia Arroz na comunidade Nossa Senhora do Perpétuo Socorro — NSPS) são os locais mais produtivos e estáveis; Lago Tracajá é estatisticamente relevante, e RDS Igapó sintetiza a dinâmica da reserva, sendo essencial para compreender a variabilidade na produção de filhotes.

Produção de 2024

No ano de 2024, coletou-se mais de 16 mil ovos de *P.unifilis* em 672 ninhos encontrados nas 68 praias localizadas dentro e fora da UC, sendo:

- Dentro da UC foram 331 ninhos nas 26 praias, totalizando 7.126 ovos.
- Fora da UC foram 341 ninhos coletados em 42 praias, somando 9.858 ovos

A pesquisa filtrou 5 praias dentro e 5 fora da UC totalizando 185 ninhos e 4.584 ovos:

- Dentro da UC contribuíram com 98 ninhos e 2.054 ovos.
- Fora da UC dispuseram de 87 ninhos e 2.530 ovos.

Tabela 2 — Relação de praias, ninhos e ovos nos locais do estudo.

Localização	Nº Praias	Nº Ninhos	Nº Ovos	Ninhos/Praias	Ovos/Praias	Ovos/Ninhos
RDS Igapó-Açu	26	331	7.126	12,73	273,31	21,53
Mamori e adjacências	42	341	9.858	8,12	234,71	28,91
Total Geral	68	672	16.982	9,88	249,74	25,27

A tabela 4 mostrou que as praias dentro da UC são mais produtivas em ninhos e ovos por praia (12,73 e 273,31, respectivamente) ao passo que os ninhos fora foram mais produtivos individualmente em ovos por ninho (28,91), o que pode ser uma estratégia populacional.

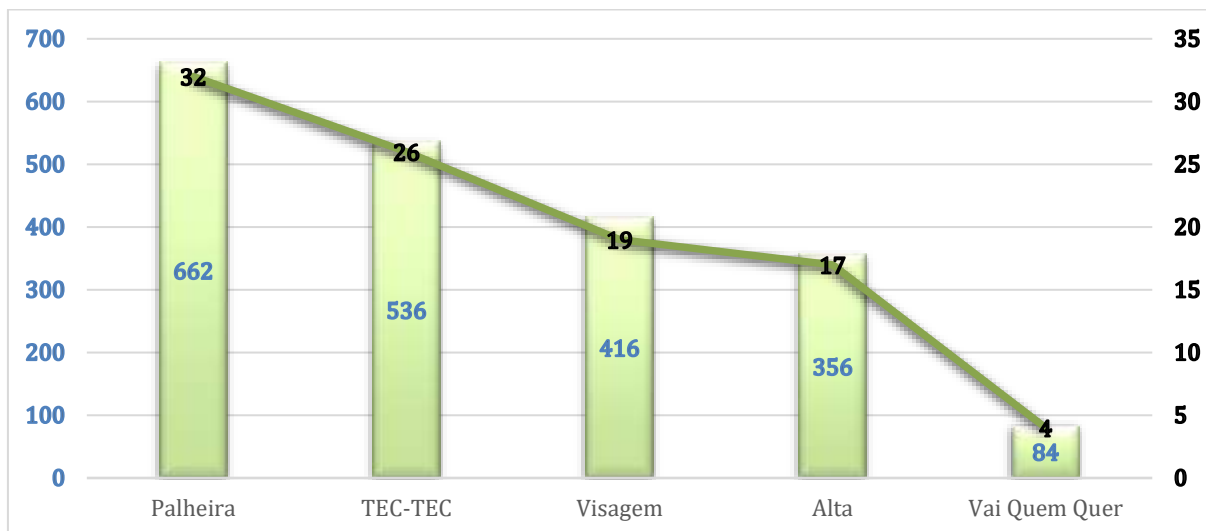


Figura 10 — Produção de ninhos e ovos nas praias em estudo da RDS Igapó-Açu.

Analisando apenas os dados da RDS Igapó-Açu, temos na ordem decrescente de ninhos e ovos a seguinte classificação de praias: Palheira, Tec-Tec, Visagem, Alta e Vai Quem Quer.

A tabela a seguir contém as análises descritivas para ninhos e ovos na RDS Igapó-Açu:

Tabela 3 — Estatística descritiva para ninhos e ovos na UC.

CATEGORIA	MÁXIMO	MÍNIMO	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
NINHOS	32.00	4.00	19.60	10.55
OVOS	662.00	84.00	410.80	217.14

Concomitantemente, fora da UC seguiu-se a classificação decrescente de ninhos e ovos: Lago Tracajá, Praia Arroz (Lago Mamori), Lago Tucunaré, Lago Pirainha e Praia Rubens (Lago Mamori).

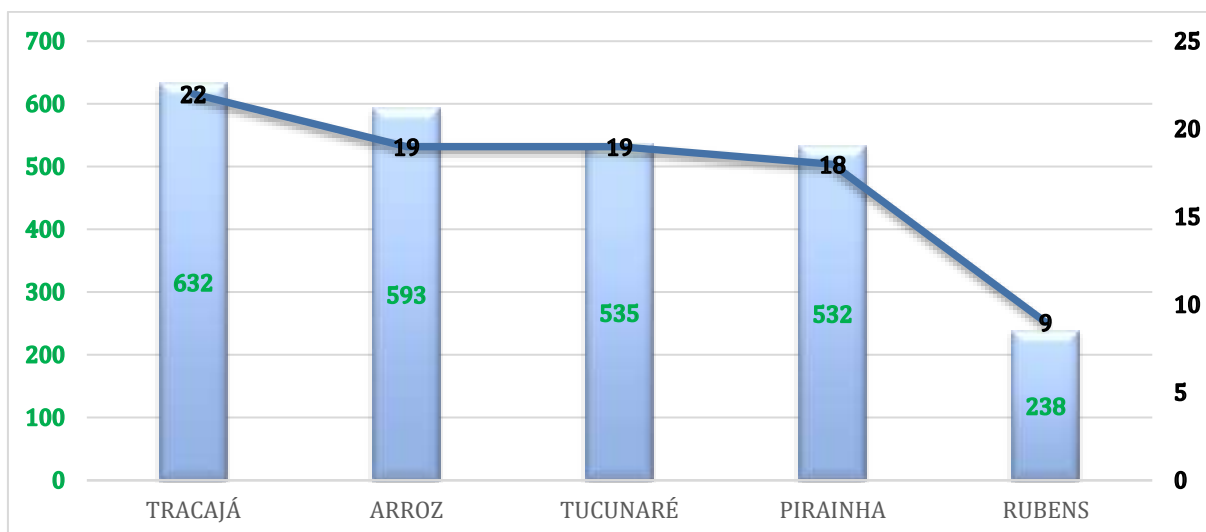


Figura 10 — Produção de ninhos e ovos nas praias localizadas em áreas não protegidas.

A seguir, a tabela com as análises descritivas de ninhos e ovos em locais fora da UC:

Tabela 4 — Estatística descritiva para ninhos e ovos no Lago Mamori e adjacências.

CATEGORIA	MÁXIMO	MÍNIMO	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
NINHOS	22.00	9.00	17.40	4.93
OVOS	632.00	238.00	506.00	155.55

O desvio padrão do número de ninhos e ovos foi menor nas praias localizadas fora da UC, indicando maior homogeneidade nesses ambientes. Por outro lado, dentro da UC os valores apresentaram maior variabilidade das praias.

O comparativo de médias das áreas localizadas dentro e fora da UC evidenciou uma divergência nos valores. A média de ninhos por lagos foi 19,6, enquanto fora a média foi 17,4. Em contraste, o número médio de ovos por praia dentro da UC foi de 410,8, ao passo que fora da UC registrou média superior de 506 ovos, o que pode ser estratégia de reprodução adotada.

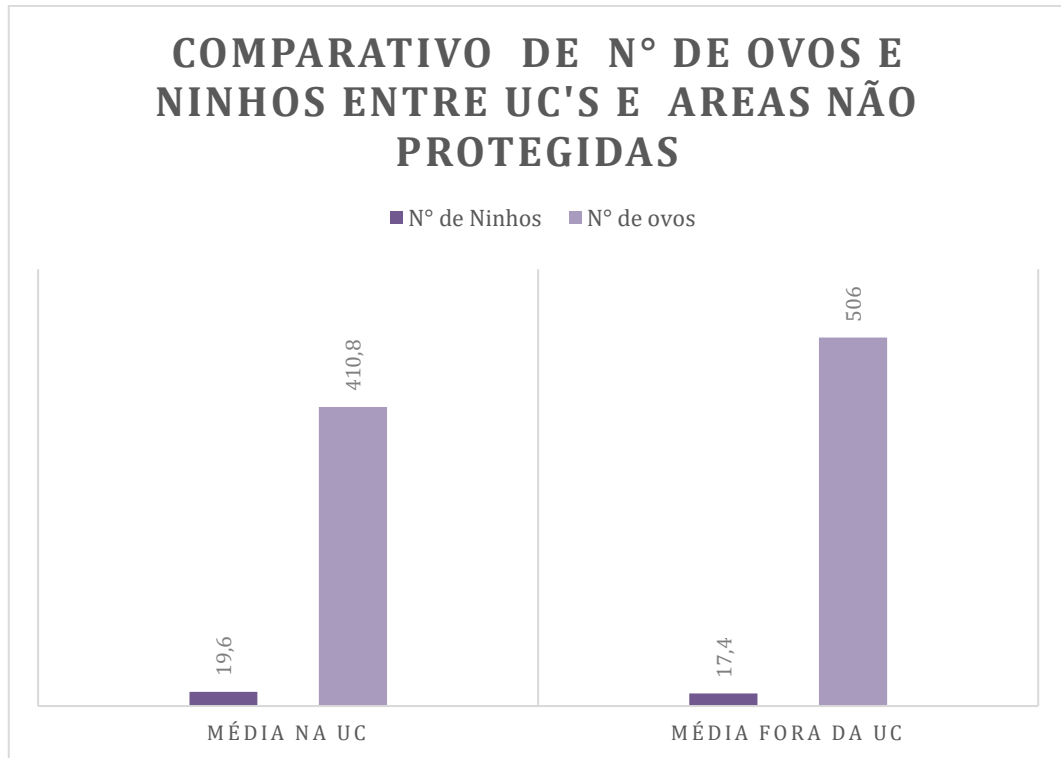


Figura 12 — Comparação de resultados na UC e fora.

A seguir, um gráfico de comparação da produtividade de ovos coletados nas 10 praias, sendo as 5 de dentro e 5 de fora da UC:

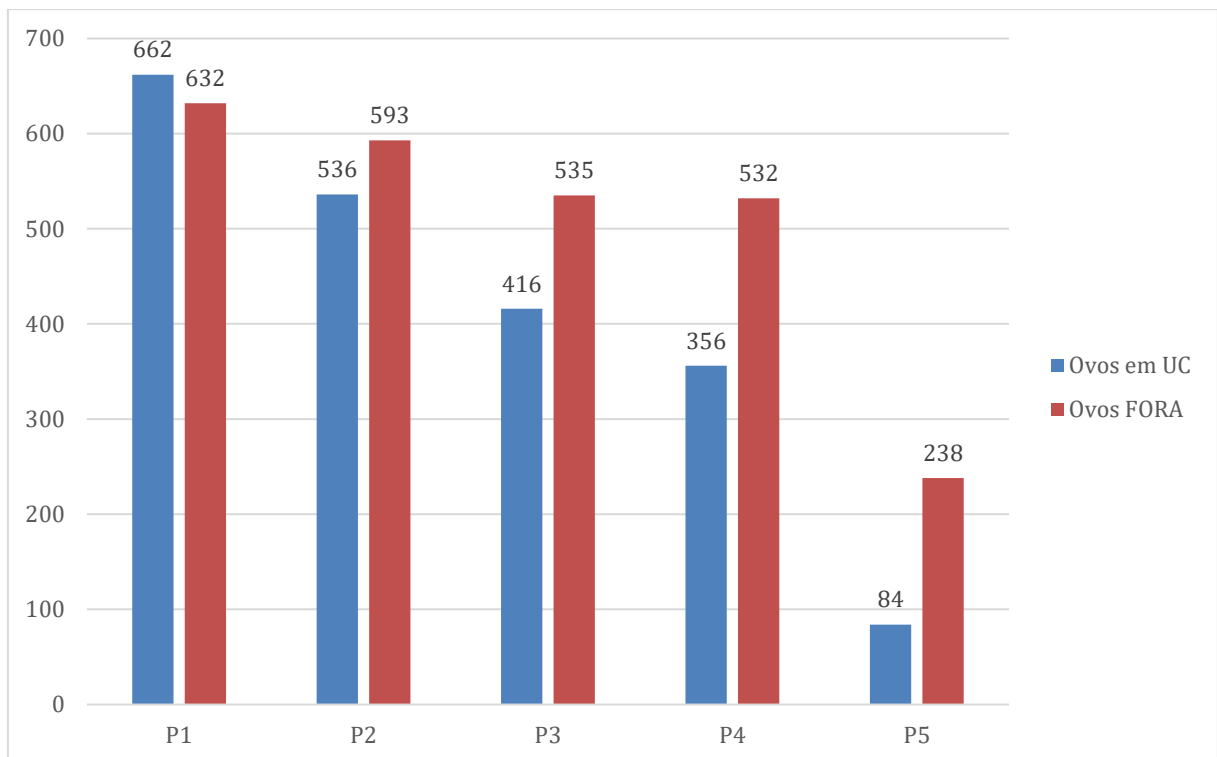


Figura 13 — Comparativo de produção de ninhos e ovos nas praias dentro e fora de UC.

A análise estatística realizada sobre os dados de ovos protegidos em diferentes localidades evidenciou padrões distintos entre os grupos Lagos e Praias.

Tabela 5 — Resultado dos testes de Shapiro-Wilk e Kolmorov-Smirnov para ninhos e ovos dentro e fora de UC.

	VARIÁVEL	TESTE	ESTATÍSTICA	P-VALOR
DENTRO DA UC	NINHOS	Shapiro-Wilk	0.97	0.8760
		Kolmorov-Smirnov	0.20	0.9574
	OVOS	Shapiro-Wilk	0.97	0.8719
		Kolmorov-Smirnov	0.20	0.9610
FORA DA UC	NINHOS	Shapiro-Wilk	0.81	0.1003
		Kolmorov-Smirnov	0.35	0.4755
	OVOS	Shapiro-Wilk	0.79	0.0676
		Kolmorov-Smirnov	0.37	0.4114

O Teste de Normalidade de Shapiro-Wilk indicou que os Lagos apresentou distribuição próxima da normalidade, enquanto as Praias não seguiram esse padrão, refletindo maior variabilidade.

Os Testes de Homogeneidade de Variâncias (Levene e Barlett) confirmaram ausência de variâncias homogêneas entre os grupos, reforçando a heterogeneidade das dinâmicas locais. O Teste T-Student mostrou Valor-p de 0.6883 para ninhos e Valor-p de 0.4508 para ovos indicando não possuir diferenças significativas ($p > 0.05$) entre grupos dentro e fora de UC.

O Teste de Kruskal-Wallis revelou diferenças significativas entre as medianas de ovos protegidos em Lagos e Praias ($p < 0,05$), demonstrando que os grupos possuem comportamentos estatisticamente distintos. Por fim, a correlação de Spearman apontou associação positiva moderada entre os grupos ($R \approx 0,55$; $p < 0,05$), sugerindo que, apesar das diferenças estruturais, há tendências gerais compartilhadas.

Em síntese, os resultados indicam que os Lagos apresentam maior estabilidade e previsibilidade na proteção de ovos, enquanto as Praias refletem maior variabilidade e independência, embora ambos os grupos estejam parcialmente interligados por fatores ambientais ou operacionais comuns.

Seguindo com ANOVA, os Ninhos e Ovos apresentaram valor de F baixo (0.18 e 0.64, respectivamente) e $p > 0.05$ (Valor-p 0.6838 e 0.4485, respectivamente) indicando não possuir

significância estatística nos dados categorizados entre dentro e fora de UC.

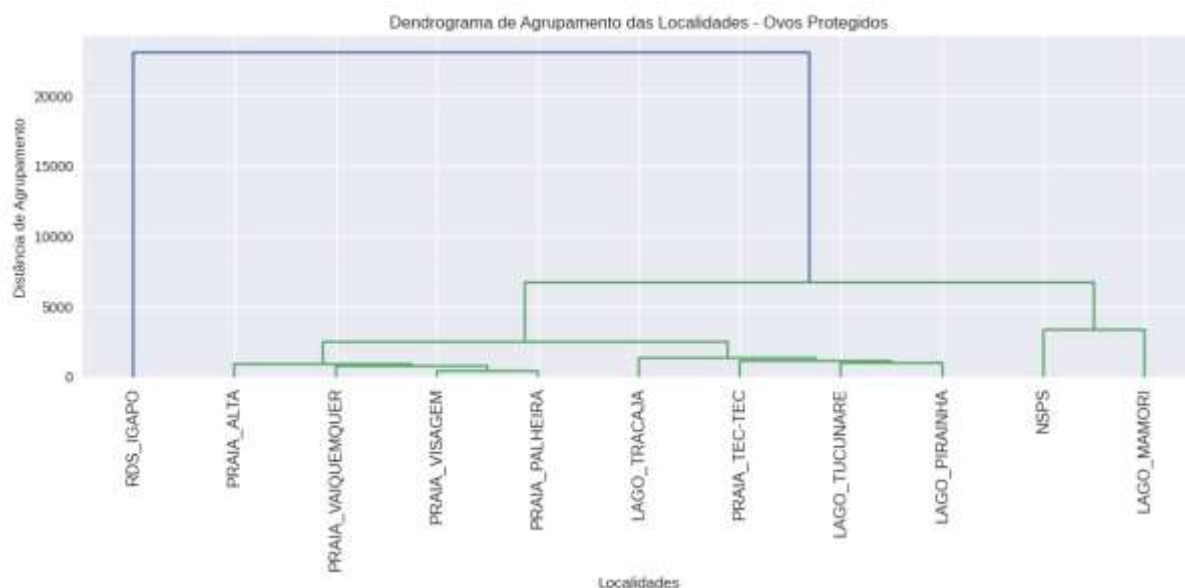


Figura 11 — Dendrograma de comparação de áreas em relação aos dados de ovos coletados.

O dendrograma de agrupamento das localidades revelou uma clara estrutura hierárquica onde a RDS Igapó-Açu se destacou fortemente das demais localidades. As Praias Alta, Vai Quem Quer, Visagem e Palheira apresentaram alta similaridade entre si.

Outro subgrupo encontrado foi composto pelo Lago Tracajá, Praia Tec-Tec, Lago Tucunare e Lago Pirainha sugerindo não haver diferenças entre os locais analisados. Por fim, temos o Lago Mamori, composto pelas praias Rubens (L. Mamori) e Arroz (NSPS), formando um grupo próprio bem próximos entre si e distante dos demais conjuntos.

A análise estatística dos dados de filhotes soltos revelou padrões distintos entre as localidades, confirmando a heterogeneidade das áreas de proteção. O Teste de Normalidade indicou a maioria dos lagos com distribuição próxima da normalidade, enquanto a RDS IGAPÓ não seguiu esse padrão. A soltura de filhotes na UC não são contabilizados por praias.

Os testes de homogeneidade (Levene e Bartlett) atestaram variâncias significativamente diferentes entre as localidades ($p < 0,001$), reforçando que cada área possui comportamento próprio. O Teste de Kruskal-Wallis evidenciou diferenças significativas entre as medianas de filhotes soltos ($p < 0,001$), salientando que os locais não compartilham a mesma distribuição de soltura tornando-se independentes entre si.

As correlações de Pearson e Spearman manifestaram fortes associações entre alguns

lagos, como: Pirainha e Mamori ($R \approx 0,95$; $p < 0,05$). Além de correlações moderadas como na comunidade NSPS no Lago Mamori e Lago Tucunaré. Por fim, validando outras localidades como independentes.

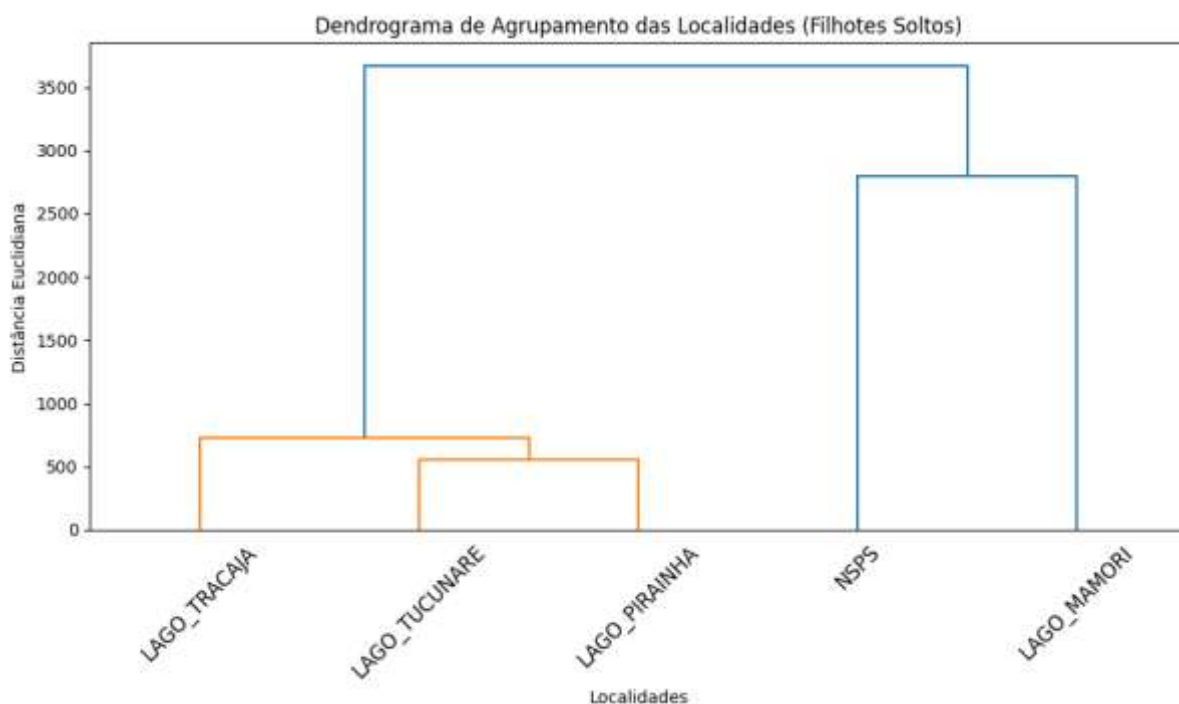


Figura 12 — Dendrograma dos lagos com padrões similares sobre a soltura de filhotes.

Em síntese, os resultados apontaram que a soltura de filhotes é marcada por diferenças estatísticas relevantes entre localidades, com alguns lagos apresentando padrões semelhantes e outros comportando-se de forma isolada, o que reforça a necessidade de entender as similaridades e divergências das localidades para buscar estratégias de conservação adaptadas às condições específicas de cada ambiente.

Caracterização da paisagem das praias de nidificação

Buscou-se as imagens de satélites das 10 praias de uso e desova de *Podocnemis unifilis* que serviram de base para a quantificação e comparação da cobertura florestal, a fim de entender as similaridades ambientais entre as localidades deste estudo.

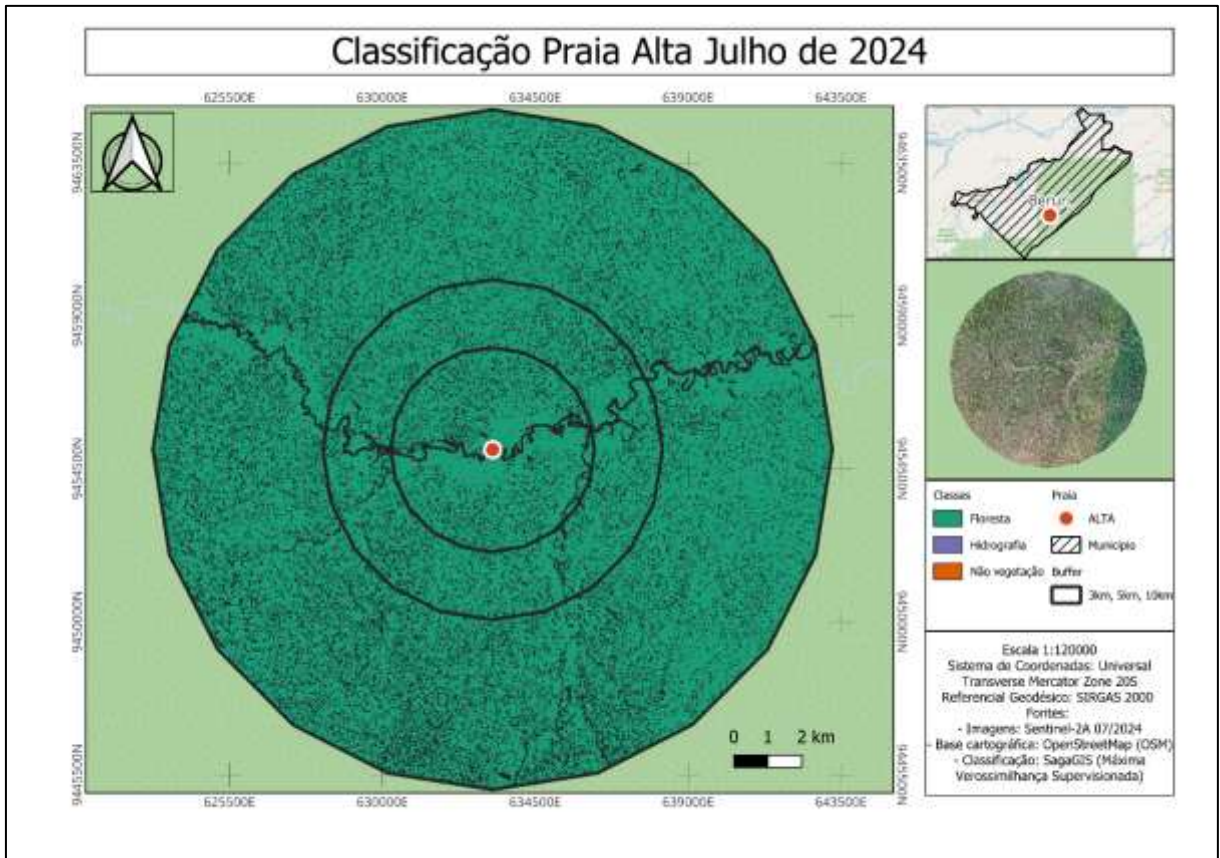


Figura 13 — Mapa de cobertura florestal da praia Alta situada dentro da RDS Igapó-Açu.

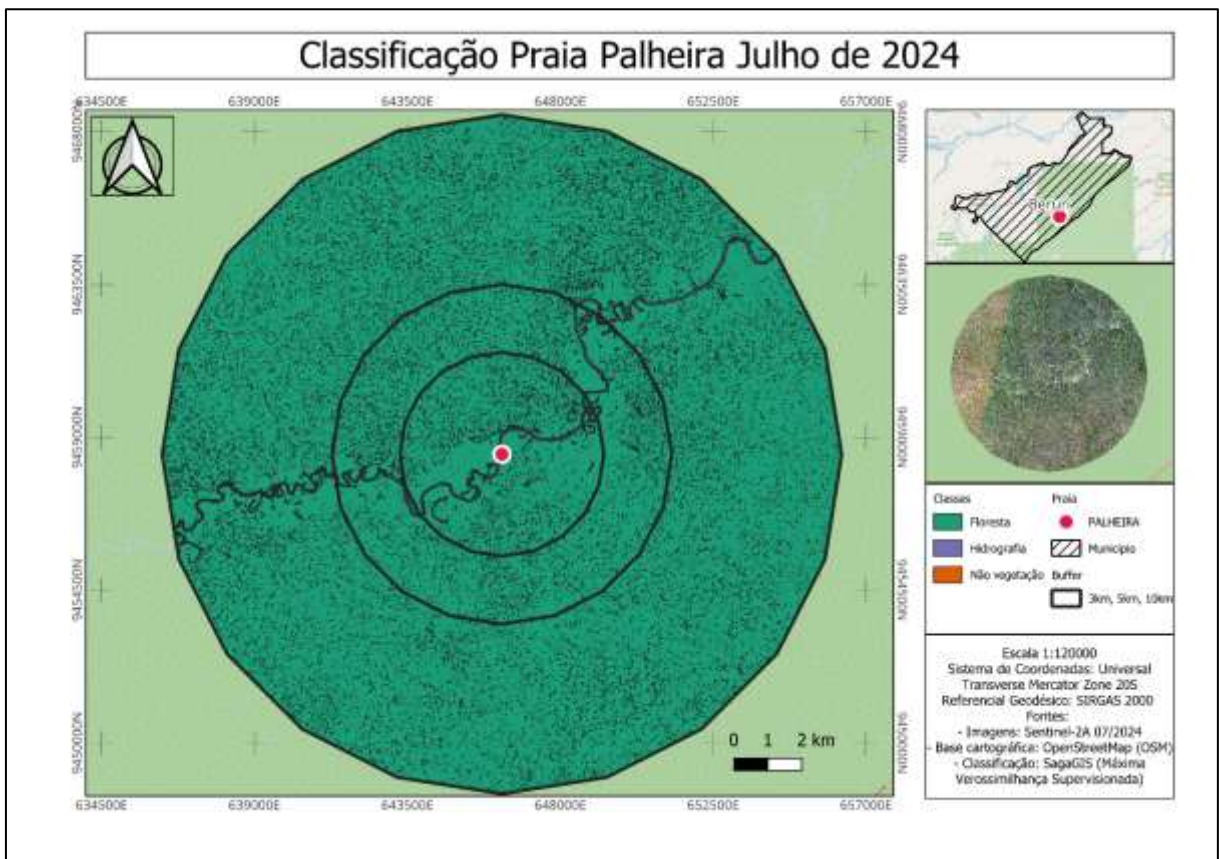


Figura 14 — Mapa de cobertura florestal da praia Palheira situada dentro da RDS Igapó-Açu.

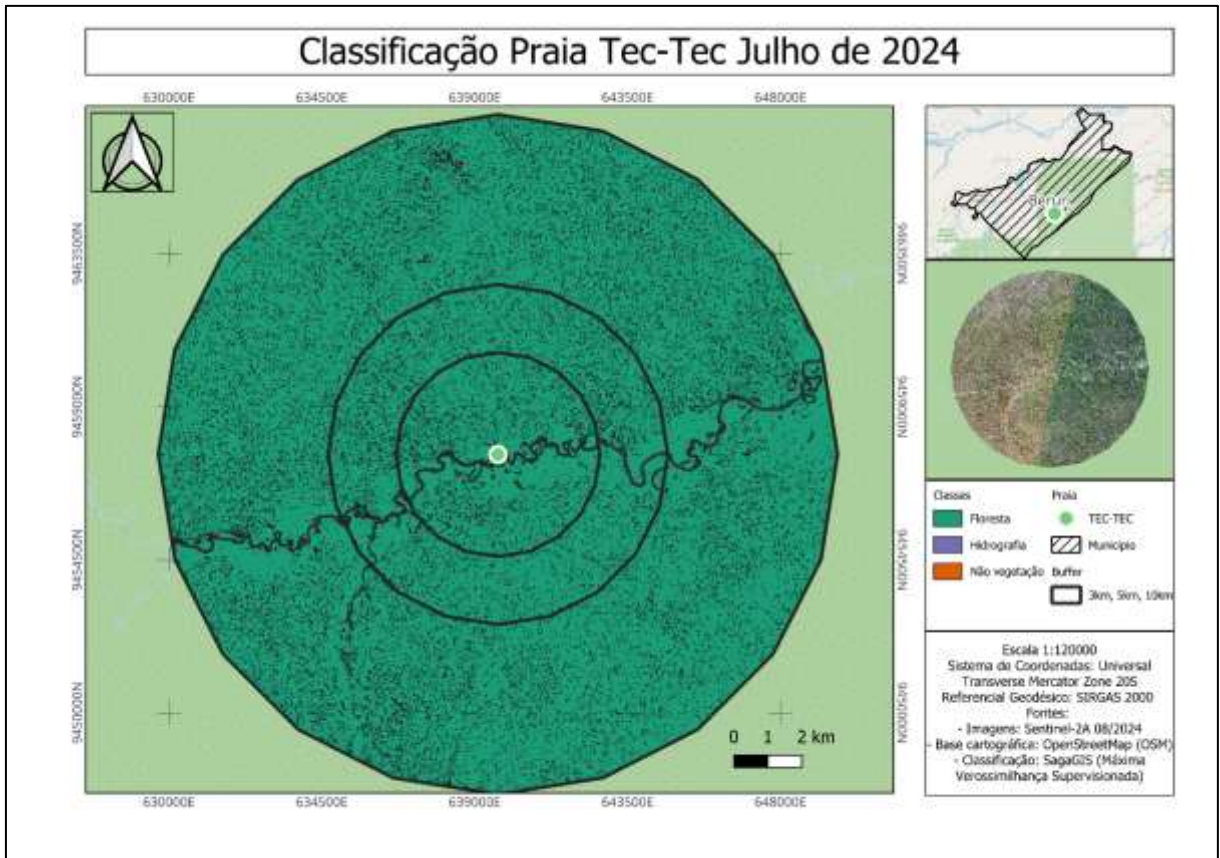


Figura 15 — Mapa de cobertura florestal da praia Tec-Tec situada dentro da RDS Igapó-Açu.

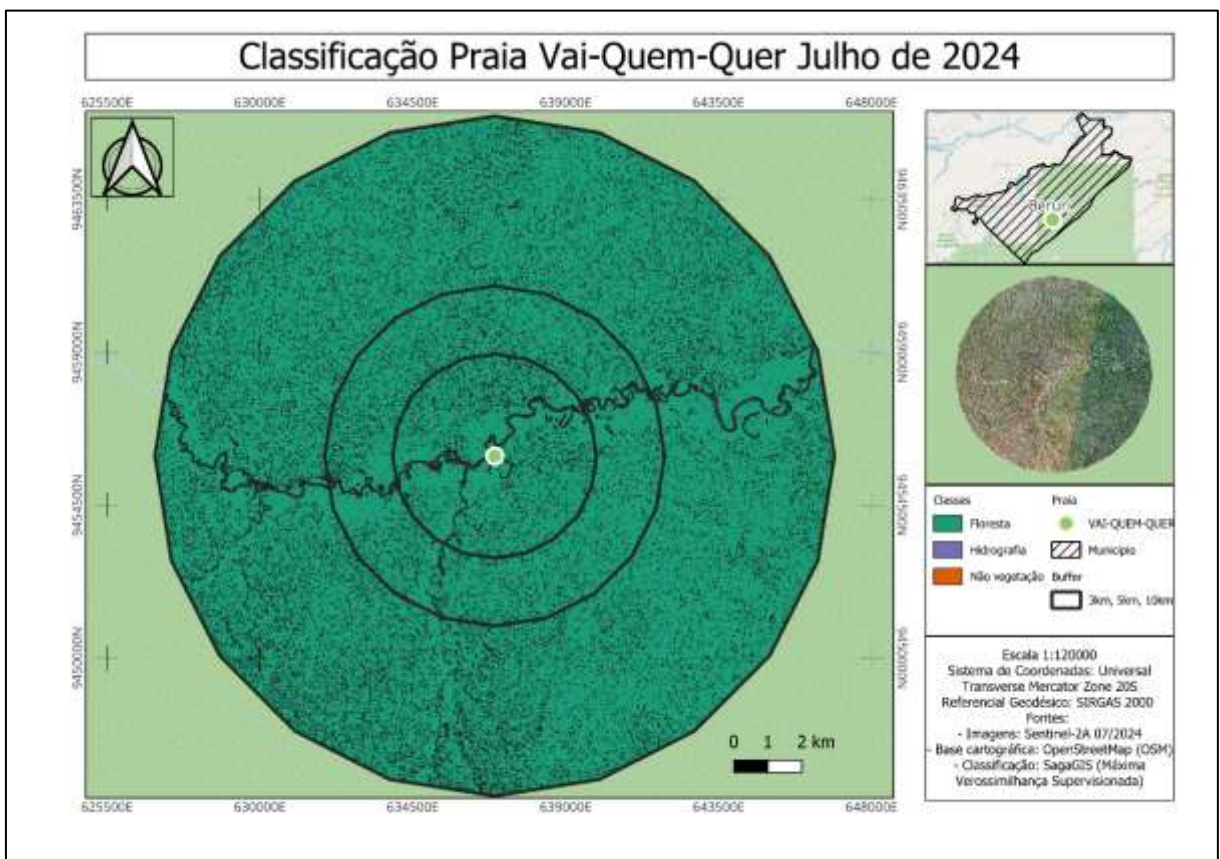


Figura 16 — Mapa de cobertura florestal da praia Vai-Quem-Quer situada dentro da RDS Igapó-Açu.

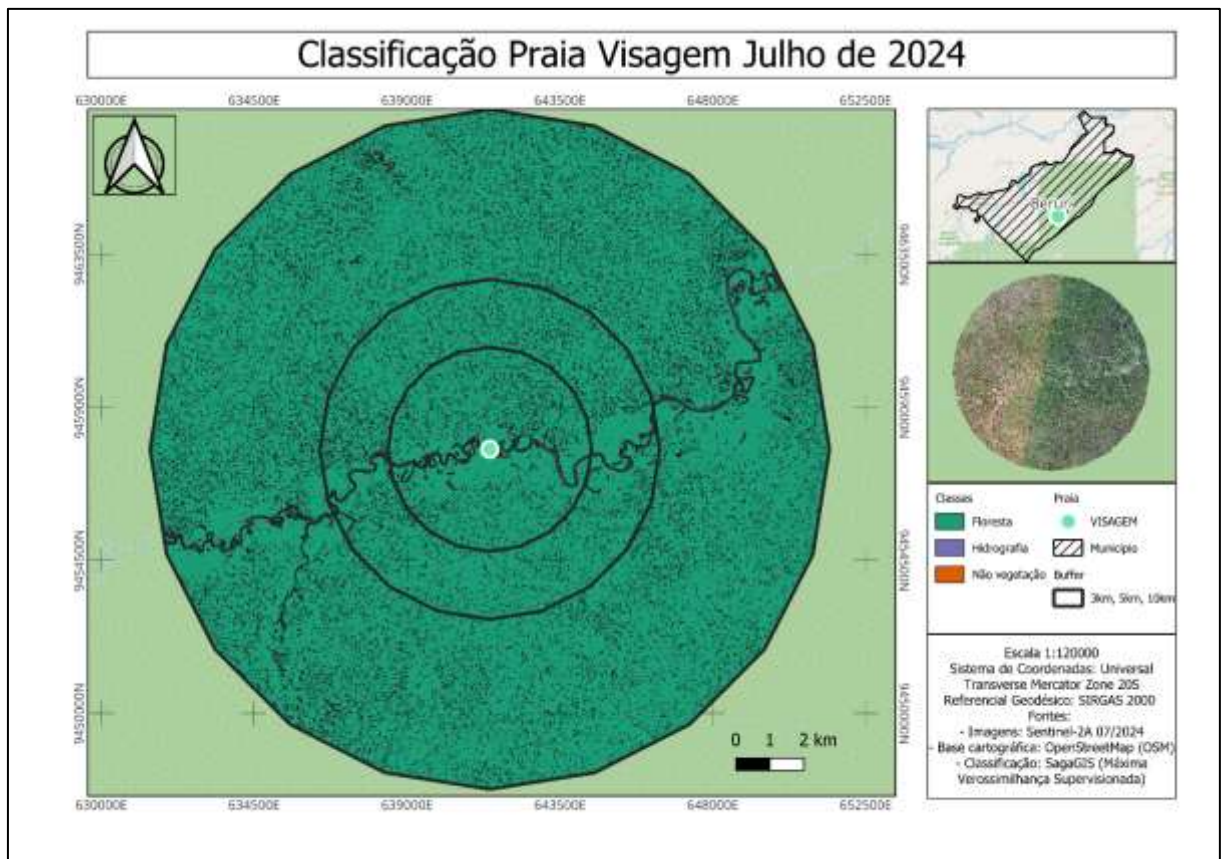


Figura 20 — Mapa de cobertura florestal da praia Visagem situada dentro da RDS Igapó-Açu.

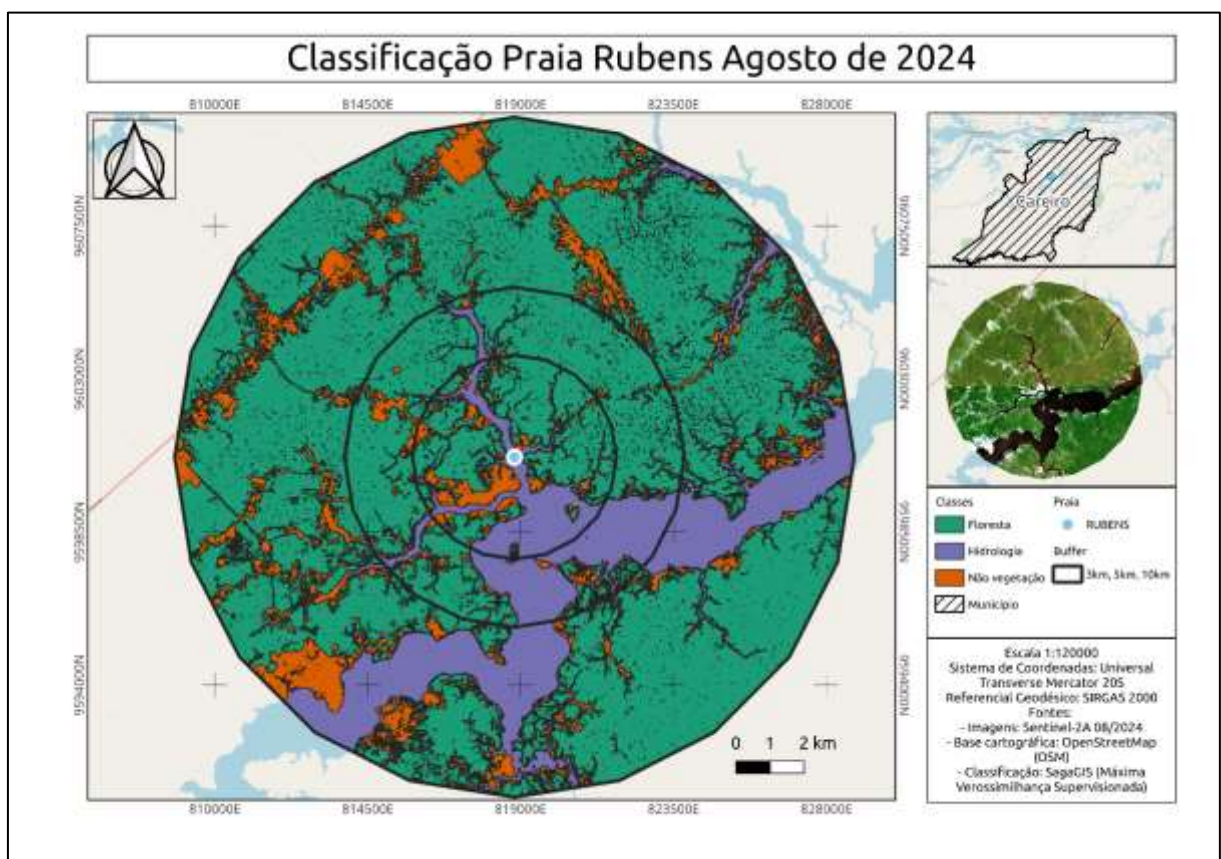


Figura 21 — Mapa de cobertura florestal da praia Rubens situada na comunidade Santo Antônio do Mamori.

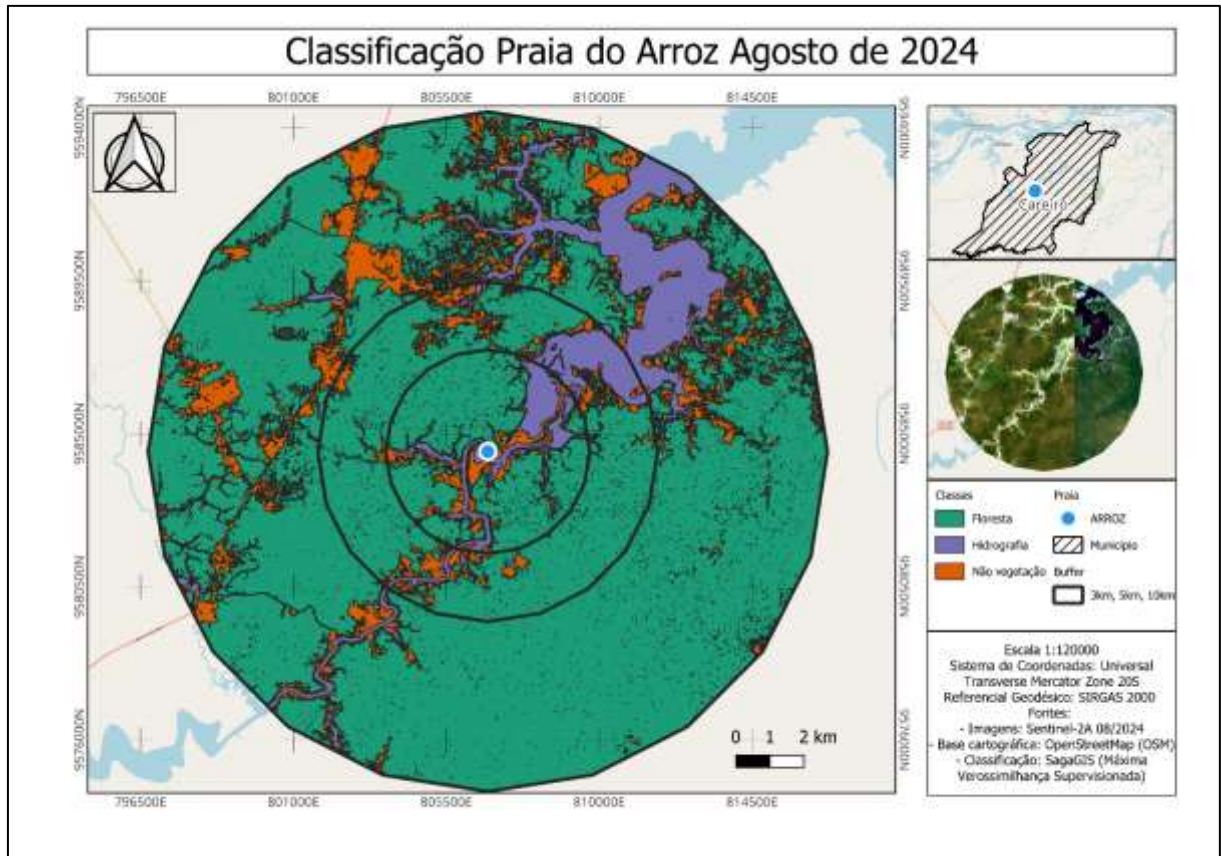


Figura 22 — Mapa de cobertura florestal da praia Arroz situada na comunidade N. Sra. do Perpétuo Socorro.

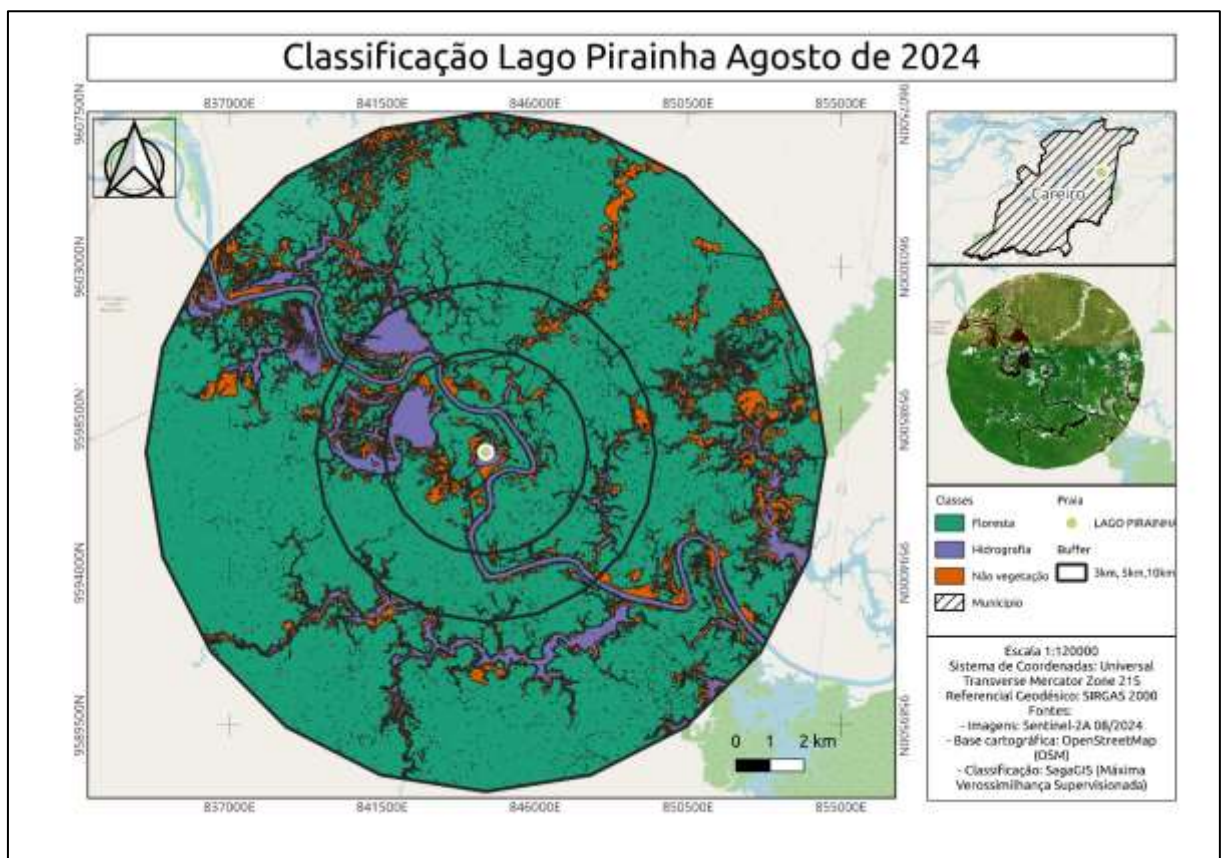


Figura 17 — Mapa de cobertura florestal do Lago Pirainha situada no município de Careiro.

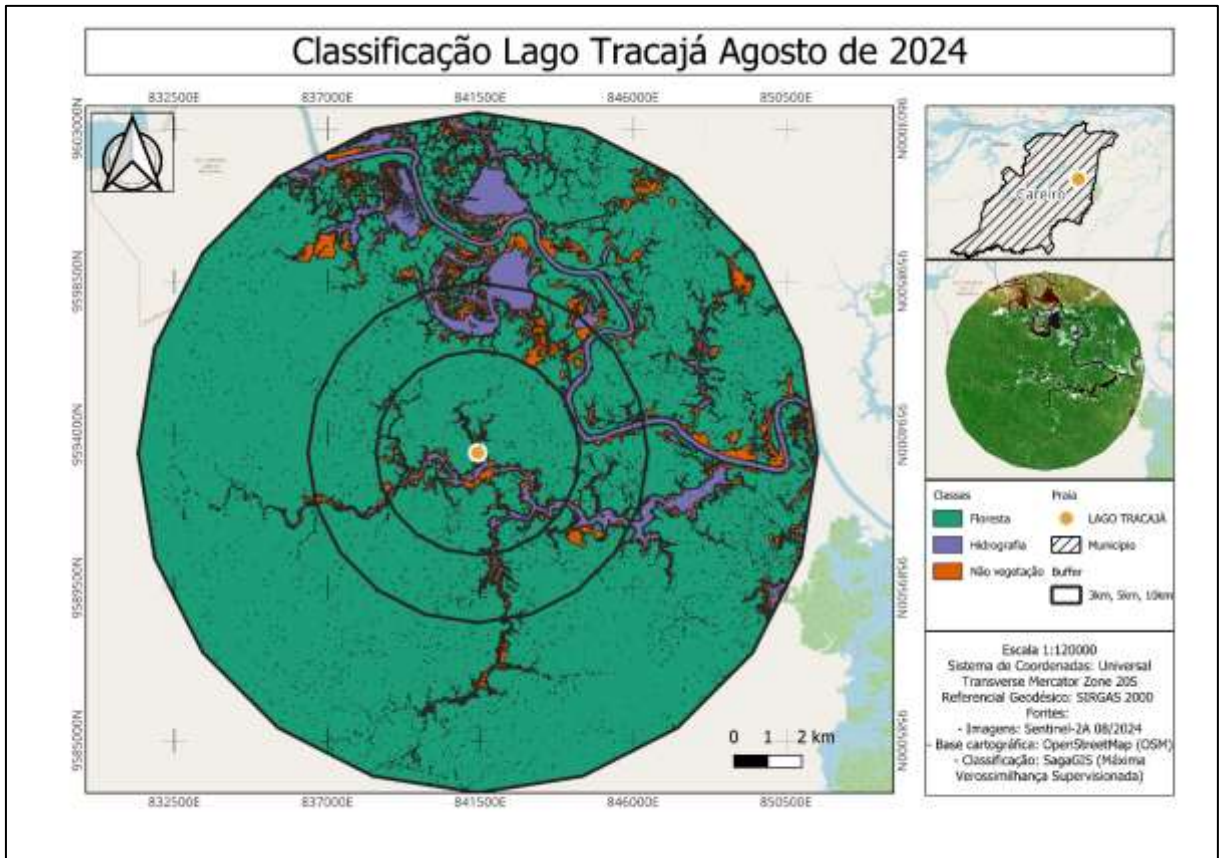


Figura 18 — Mapa de cobertura florestal do Lago Tracajá situada no município de Careiro.

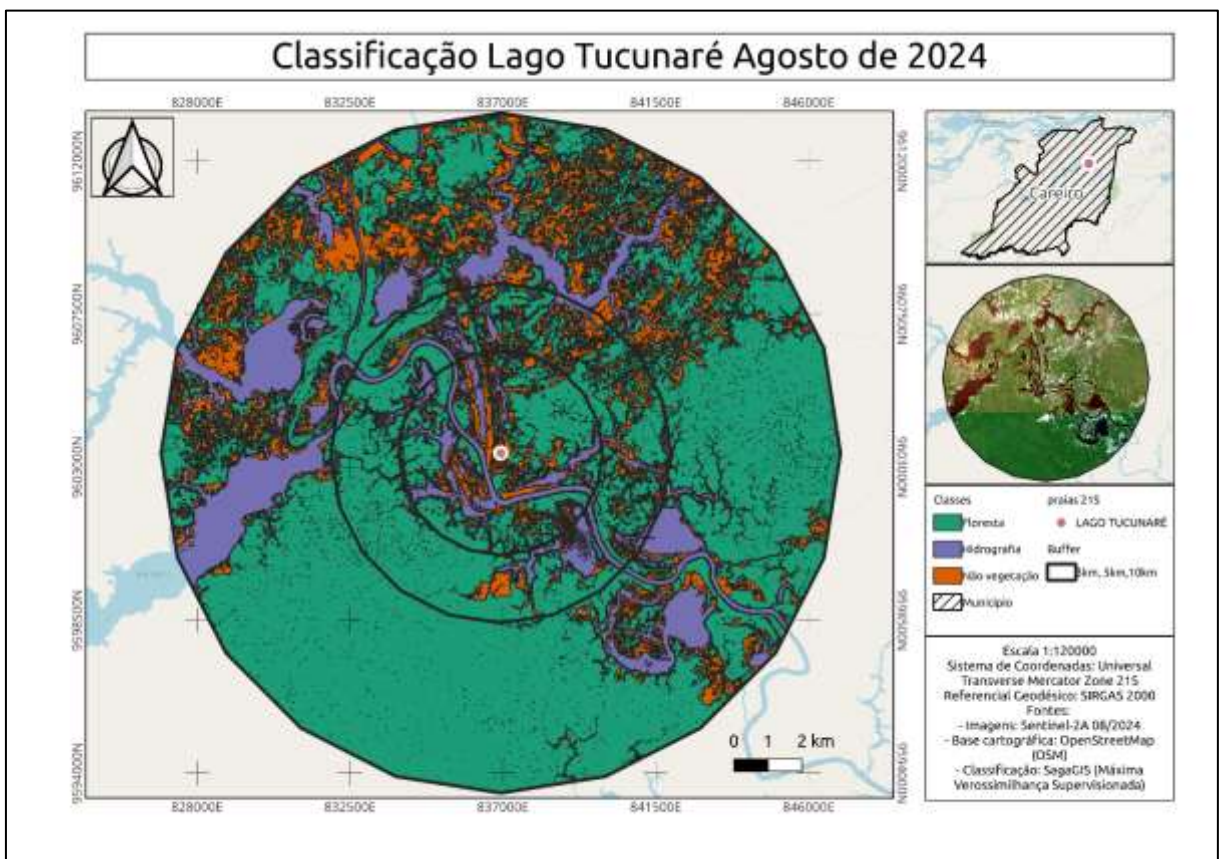


Figura 19 — Mapa de cobertura florestal do Lago Tucunaré situada no município de Careiro.

O tamanho em hectares (ha) e o percentual (%) de Floresta, água (Hidrografia) e áreas de Não-Floresta das praias de nidificação estudadas estão apresentadas na tabela a seguir:

Tabela 6 — Valores de cobertura florestal, água e não-floresta em hectares e porcentagem de cada local.

ALTA	3km		5km		10km	
	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	2.672,82	96,07%	7.483,07	96,83%	30.132,16	97,47%
Hidrografia	39,48	1,42%	75,74	0,98%	173,39	0,56%
Não-Floresta	69,86	2,51%	169,40	2,19%	607,27	1,96%
Total	2.782,16	100,00%	7.728,21	100,00%	30.912,82	100,00%
TEC-TEC	3km		5km		10km	
	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	2.668,72	95,93%	7.488,51	96,90%	30.204,88	97,71%
Hidrografia	49,99	1,80%	93,06	1,20%	213,04	0,69%
Não-Floresta	63,33	2,28%	146,30	1,89%	493,56	1,60%
Total	2.782,03	100,00%	7.727,87	100,00%	30.911,48	100,00%
PALHEIRA	3km		5km		10km	
	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	2.665,54	95,82%	7.473,38	96,71%	30.227,73	97,79%
Hidrografia	62,95	2,26%	123,78	1,60%	253,62	0,82%
Não-Floresta	53,42	1,92%	130,36	1,69%	428,62	1,39%
Total	2.781,91	100,00%	7.727,51	100,00%	30.909,97	100,00%
VAI-QUEM-QUER	3km		5km		10km	
	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	2.663,69	95,74%	7.486,14	96,87%	30.166,92	97,59%
Hidrografia	44,38	1,60%	83,03	1,07%	203,96	0,66%
Não-Floresta	74,02	2,66%	158,85	2,06%	541,18	1,75%
Total	2.782,09	100,00%	7.728,02	100,00%	30.912,07	100,00%
VISAGEM	3km		5km		10km	
	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	2.667,61	95,89%	7.486,36	96,88%	30.183,02	97,64%
Hidrografia	56,07	2,02%	104,97	1,36%	240,21	0,78%
Não-Floresta	58,32	2,10%	136,45	1,77%	487,87	1,58%
Total	2.782,00	100,00%	7.727,78	100,00%	30.911,10	100,00%
RUBENS	3km		5km		10km	
	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	1.528,09	55,04%	4.989,45	64,70%	21.812,21	70,72%
Hidrografia	715,62	25,78%	1.728,49	22,41%	4.479,37	14,52%
Não-Floresta	532,67	19,19%	994,22	12,89%	4.550,46	14,75%
Total	2.776,38	100,00%	7.712,16	100,00%	30.842,05	100,00%
ARROZ	3km		5km		10km	
	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	1.935,54	69,70%	5.826,85	75,54%	23.946,36	77,62%
Hidrografia	429,51	15,47%	868,84	11,26%	2.566,88	8,32%
Não-Floresta	411,86	14,83%	1.017,93	13,20%	4.337,16	14,06%
Total	2.776,90	100,00%	7.713,62	100,00%	30.850,39	100,00%

PIRAINHA	3km		5km		10km	
	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	1.951,57	70,32%	5.734,49	74,39%	24.557,16	79,65%
Hidrografia	382,60	13,79%	897,51	11,64%	2.150,13	6,97%
Não-Floresta	441,03	15,89%	1.076,92	13,97%	4.122,35	13,37%
Total	2.775,21	100,00%	7.708,92	100,00%	30.829,63	100,00%
TRACAJÁ	3km		5km		10km	
	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	2.383,10	85,87%	6.440,96	83,55%	26.502,23	86,02%
Hidrografia	136,43	4,92%	501,86	6,51%	1.775,43	5,76%
Não-Floresta	255,83	9,22%	766,51	9,94%	2.531,26	8,22%
Total	2.775,36	100,00%	7.709,33	100,00%	30.808,92	100,00%
TUCUNARE	3km		5km		10km	
	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta	1.436,85	51,77%	4.774,66	61,93%	20.065,88	65,08%
Hidrografia	557,51	20,09%	1.117,15	14,49%	4.196,10	13,61%
Não-Floresta	781,10	28,14%	1.817,94	23,58%	6.569,57	21,31%
Total	2.775,45	100,00%	7.709,74	100,00%	30.831,55	100,00%

Os valores de máximo, mínimo, média e desvio padrão foi calculado para as praias presentes dentro da RDS Igapó-Açu e fora da UC. Cada categoria foi calculado o tamanho em raios de 3, 5 e 10km de extensão e o total dos parâmetros analisados.

Tabela 7 — Estatística descritiva de cobertura florestal nas praias dentro e fora de UC.

RDS Igapó-Açu	3km		5km		10km	
Máximo	2.672,82	96,07%	7.488,51	96,90%	30.227,73	97,79%
Mínimo	2.663,69	95,74%	7.473,38	96,71%	30.132,16	97,47%
Média	2.667,68	95,89%	7.483,49	96,84%	30.182,94	97,64%
Desvio Padrão	3,4625	0,0012	5,9761	0,0008	36,4775	0,0012
Fora da UC	3km		5km		10km	
Máximo	2.383,10	85,87%	6.440,96	83,55%	26.502,23	86,02%
Mínimo	1.436,85	51,77%	4.774,66	61,93%	20.065,88	65,08%
Média	1.847,03	66,54%	5.553,28	72,02%	23.376,77	75,82%
Desvio Padrão	379,5074	0,1368	674,5008	0,0875	2494,7968	0,0811

Os valores dentro da UC sobre cobertura florestal foram elevados, mesmo nos valores mínimos observados. A média ficou acima de 95% de floresta e o desvio padrão ficou próximo de zero inferindo homogeneidade da amostra, com baixa variabilidade nos valores coletados.

O Teste de Normalidade por Shapiro-Wilk foi aplicada e atendida para cobertura florestal nos grupos, tanto dentro quanto fora da UC. No entanto, o Teste de Homogeneidade de Variâncias por Levene não foi atendida entre os grupos implicando variâncias desiguais

invalidando pressupostos testes como T-Student e ANOVA padrão. O Teste de Mann-Whitney foi aplicado nas praias dentro e fora de UC e indicou uma diferença estatística significativa ($p < 0.05$) nas distribuição dos dados nos raios de 3km, 5km e 10km. A continuidade de testes se deu por Kruskal-Wallis atendendo testes não-paramétricos.

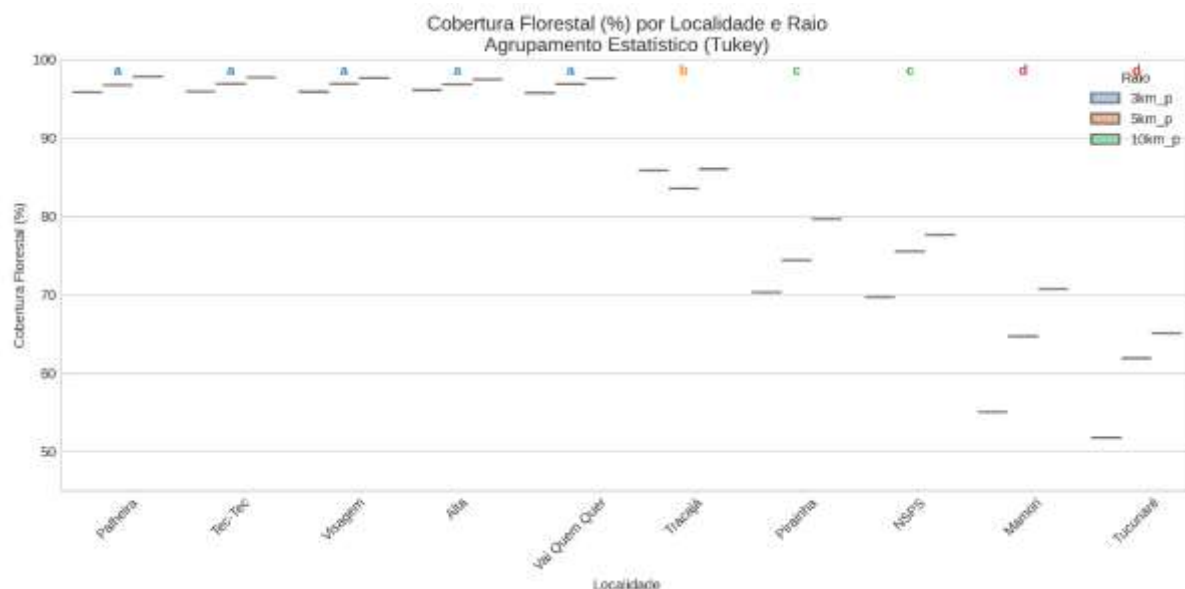


Figura 20 — Análise de cobertura florestal no raio de 3km, 5km e 10km em todas as praias deste estudo.

Relação ninhinhos, ovos e cobertura florestal

Nas praias fora de UC, onde o p-valor é próximo de 0.05 indicando não-normalidade, justificou-se o uso de testes não-paramétricos como o Mann-Whitney, Kruskal-Wallis, Spearman e Kendall que não assumem normalidade dos dados.

Tabela 8 — Resultado da correlação de Pearson.

		RAIO	CORRELAÇÃO			RAIO	CORRELAÇÃO
FORA DA UC	NINHOS	3km	0.63	DENTRO DA UC	NINHOS	3km	0.20
		5km	0.61			5km	-0.54
		10km	0.48			10km	0.70
	OVOS	3km	0.64		OVOS	3km	0.20
		5km	0.64			5km	-0.53
		10km	0.51			10km	0.69

A análise de correlação de Pearson revelou diferentes padrões entre os dois grupos. Em praias fora de UC, há uma correlação positiva moderada entre o número de ninhinhos e ovos e as distâncias de 3km e 5km, reduzindo em 10km. Isso pode indicar que fora das UCs, a densidade

de ninhos e ovos pode ser influenciada por fatores que se estendem a distâncias maiores, porém com efeito decrescente.

O Teste de Kruskal-Wallis corroborou com o teste de Mann-Whitney indicando que as medianas de ninhos e ovos não são significativos entre as diferentes praias dentro e fora de Unidade de Conservação. Enquanto confirmou-se a diferença estatística significativa para cobertura florestal das praias dentro e fora de UC. Isso sugere que apesar das diferenças nas características ambientais, a abundância de ninhos e ovos é similar entre as categorias de áreas.

Enquanto que em praias dentro de UC as correlações são variadas, há correlação positiva fraca em 3km, outra correlação negativa moderada em 5km e uma correlação positiva forte em 10km. Em 5km, é um ponto interessante que pode sugerir um fator específico a essa distância estar limitando a presença de ninhos e ovos na UC, ou que a distribuição é mais complexa e não linear.

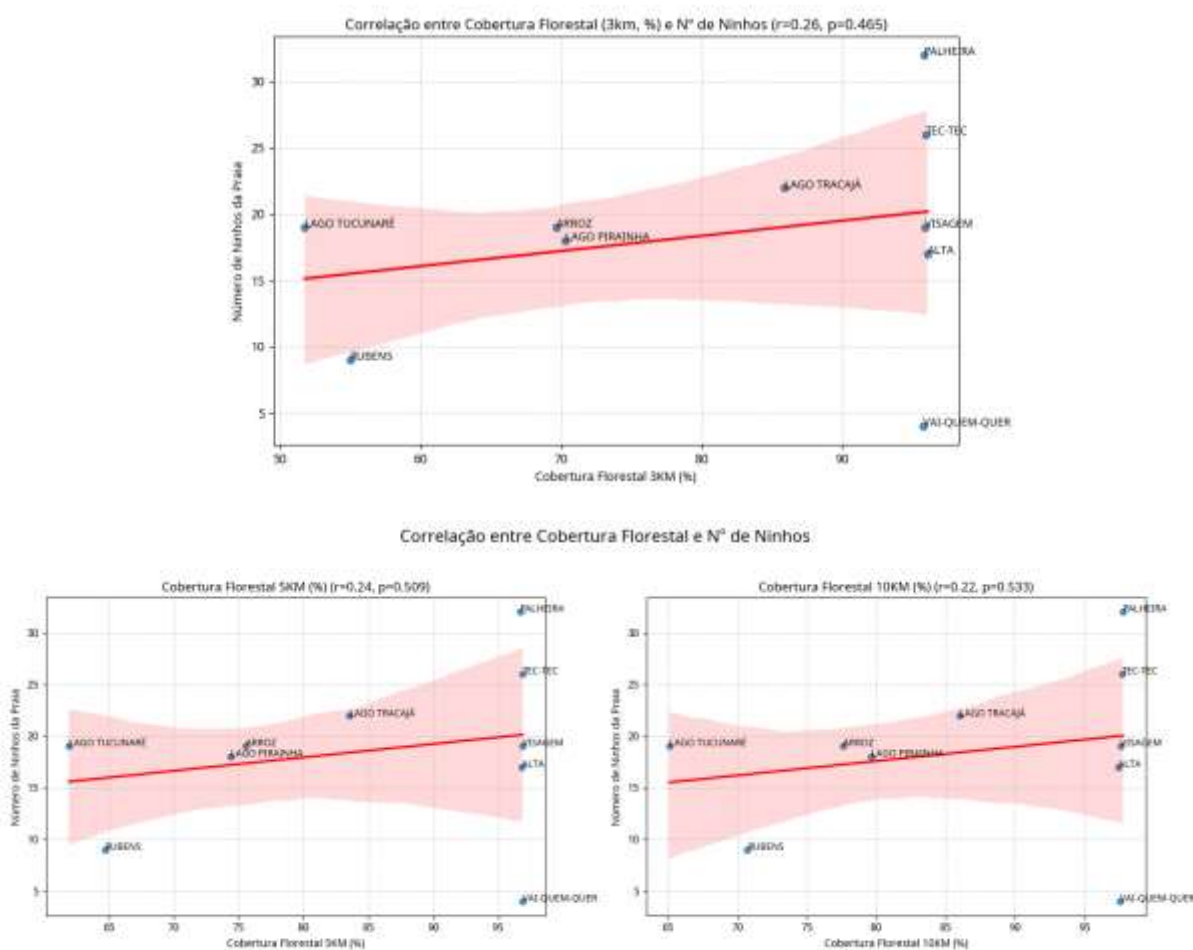


Figura 21 — Gráfico de correlação de cobertura florestal sobre os números de ninhos coletados nas praias.

As Correlações de Spearman e Kendall corroboram com as tendências observadas em Pearson, especialmente em praias fora de UC onde as correlações positivas se mantêm.

Tabela 9 — Resultado da Correlação de Spearman e Kendall dentro e fora de UC para ninhos e ovos.

		RAIO	SPEARMAN	KENDALL			RAIO	SPEARMAN	KENDALL
DENTRO DA UC	NINHOS	3km	0.41	0.32	FORA DA UC	NINHOS	3km	0.10	0.00
		5km	0.56	0.53			5km	-0.10	0.00
		10km	0.41	0.32			10km	0.90	0.80
	OVOS	3km	0.50	0.40		OVOS	3km	0.10	0.00
		5km	0.70	0.60			5km	-0.10	0.00
		10km	0.50	0.40			10km	0.90	0.80

Em praias dentro de UC, a correlação de Spearman e Kendall para 10km é notoriamente alta, sugerindo uma forte relação monotônica, apesar da relação linear (Pearson) ser um pouco inferior. As correlações próximas de zero para 3km e 5km em UCs reforçam a suspeita de que a relação entre os dados biológicos e a distância pode não ser linear ou forte nessas distâncias dentro de áreas protegidas.

A análise revela que a Unidade de Conservação parece influenciar as características ambientais das praias tornando-as homogêneas. No entanto, a quantidade de ninhos e ovos não apresentam diferença estatisticamente significativa entre praias dentro e fora de UC. Assim as áreas fora de UC também podem estar protegendo o habitat mantendo a abundância reprodutiva.

As regressões lineares revelam que a regressão simples de ninhos em relação à cobertura florestal no buffer de 3km apresenta coeficiente negativo de -0.516 e R^2 extremamente baixo de 0.003, indicando que apenas 3% da variância em ninhos é explicada pela cobertura florestal, relação praticamente nula.

Em contraste, a regressão múltipla incorporando raio de 3km, 5km e 10km melhora notavelmente o ajuste, alcançando $R^2 = 0.278$ (27.8% de variância explicada), com coeficientes positivos elevados para 3km (40.857) de cobertura florestal, uma associação positiva forte em escalas locais, e negativas para 5km (-5.359) e 10km (-52.928) de cobertura florestal, sugerindo efeitos supressores ou inibitórios em buffers maiores.

Esses resultados apontam para uma dinâmica espacial complexa, onde cobertura florestal próxima favorece a presença de ninhos, mas ecologia de paisagens ampla podem limitá-los, alinhando-se às correlações fracas de Pearson e ANOVA.

A MANOVA comparou as praias da UC com áreas não protegidas nas variáveis dependentes ninhos, ovos e cobertura florestal e encontrou diferenças multivariadas altamente significativas, com todos os critérios de teste apresentando $F = 89.42$ e valores-p extremamente baixos de 0.000341 (Wilks' Lambda, Pillai's Trace, Hotelling-Lawley Trace e Roy's Greatest Root), rejeitando unanimamente a hipótese nula de vetores de médias iguais entre as categorias de praias.

Esse resultado indica que a combinação dessas variáveis diferencia consideravelmente as Unidades de Conservação das áreas não protegidas, alinhando à ANOVA univariada significativa para as coberturas florestais (3km, 5km e 10km) e contrastando com a ausência de diferenças em ninhos e ovos isoladamente, sugerindo que o efeito UC atua principalmente na estrutura paisagística florestal em múltiplas escalas espaciais.

Assim, a MANOVA confirma que, considerando todas as variáveis juntas, há diferença significativa entre as praias dentro e fora de UC. Isso sugere que a proteção ambiental influencia na ecologia das paisagens das praias analisadas.

Relação entre dados biométricos com a cobertura florestal

A biometria dos ovos como comprimento, a largura e o peso dos ovos nas praias e verificou possíveis divergências populacionais. No entanto, o Teste de Mann-Whitney foi aplicado e não encontrou diferenças significativas ($p > 0.05$) entre os grupos dentro e fora da RDS Igapó-Açu.

A seguir, o boxplot comparativo entre os dados biométricos coletados nas praias (dentro da UC) e lagos (fora da UC):

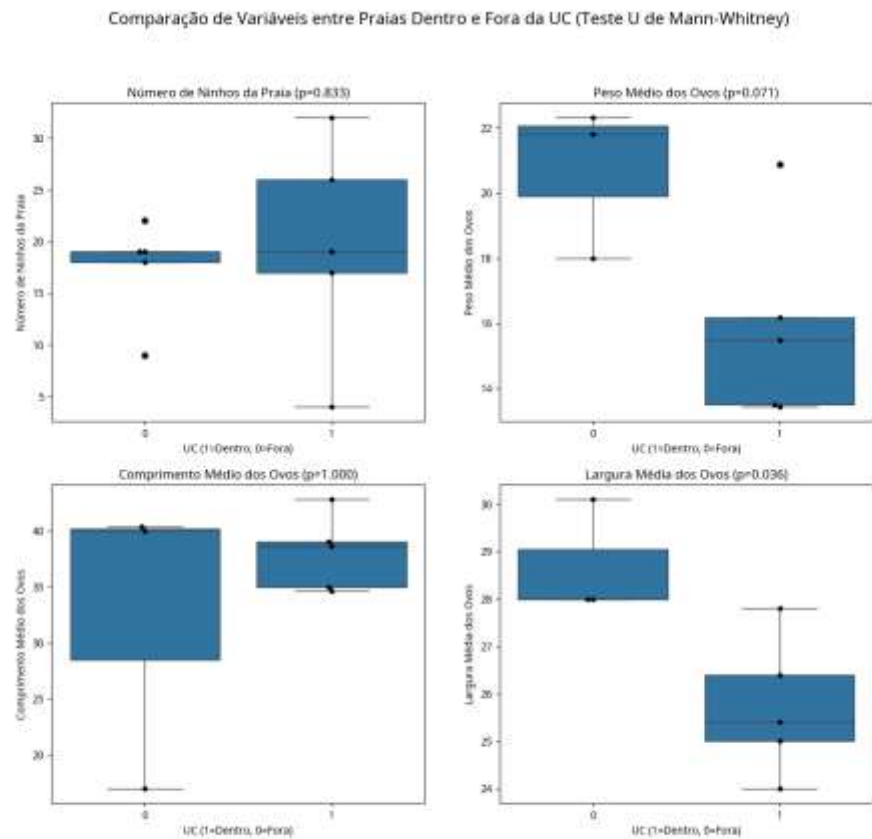
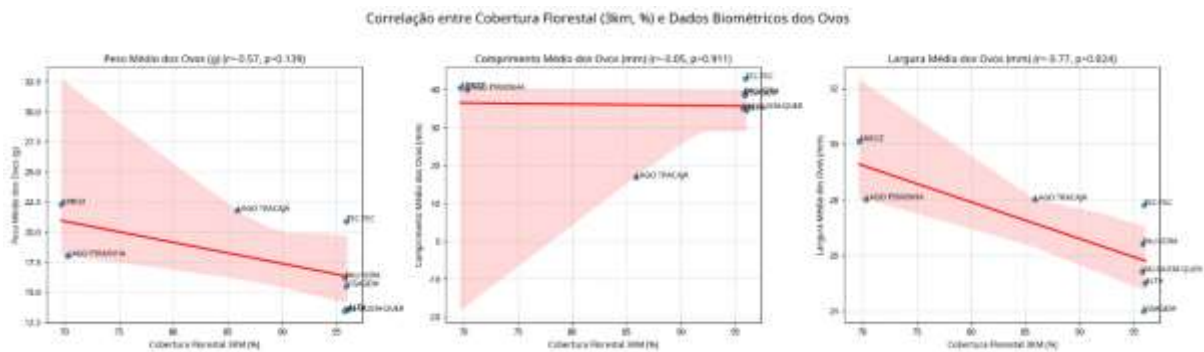


Figura 22 — Boxplot comparativo de dados biométricos em locais dentro e fora de UC.

Contudo, observou-se uma diferença estatística significativa na largura média dos ovos ($p = 0,036$), com valores mais elevados nas praias fora da UC. Isso demonstra uma possível influência entre populações de quelônios em praias e lagos.

O peso médio dos ovos apontou uma tendência à diferença entre os grupos ($p = 0,071$), mesmo sem atingir uma significância estatística, indicando um padrão que merece investigação adicional com maior esforço.



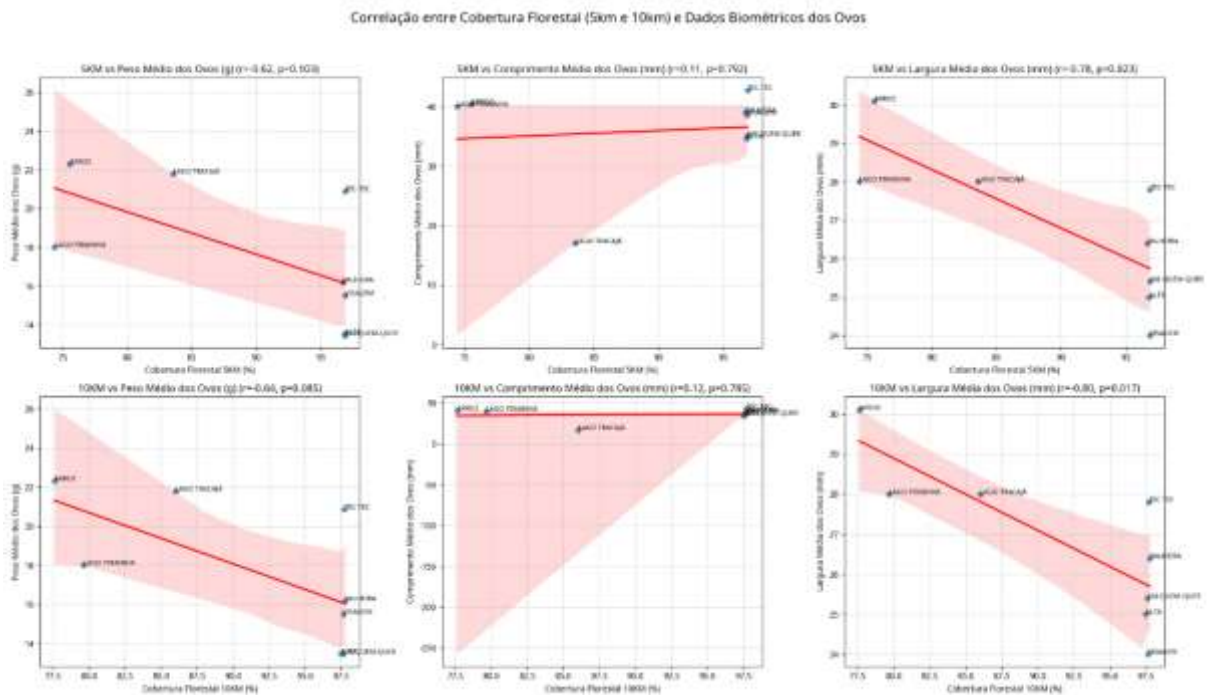


Figura 23 — Correlação entre dados biométricos de ovos e cobertura florestal em 3km, 5km e 10km.

Os resultados das correlações entre a cobertura florestal nos raios de 3km 5km e 10km e os dados biométricos de ovos indicou padrões consistentes, especialmente para a largura média dos ovos. Observou-se uma correlação negativa e estatisticamente significativa entre a cobertura florestal e a largura média dos ovos tanto a 5km ($r = 0,78$; $p = 0,023$) quanto a 10km ($r = -0,80$; $p = 0,017$), apontando áreas com mais cobertura florestal obtém ovos mais estreitos.

Em relação ao peso médio dos ovos, as correlações demonstrou serem negativas em todas as escalas, porém não significativas, sugerindo apenas uma tendência. Enquanto o comprimento médio dos ovos não apresentou associação significativa com a cobertura florestal, demonstrando menor sensibilidade da variável com as condições ambientais no entorno das praias e lagos estudados.

CONCLUSÃO

A análise estatística da série temporal de ninhos, ovos e filhotes de *Podocnemis unifilis* no período de 2010 e 2024 do acervo do Programa Pé-de-Pincha demonstrou que os lagos exercem papel fundamental na produtividade e na estabilidade reprodutiva, com destaque para o Lago do Mamori (praia Rubens na comunidade Santo Antônio do Mamori e praia Arroz na comunidade Nossa Senhora do Perpétuo Socorro — NSPS), com forte contribuição para a variabilidade explicada nos testes VIP e PCA.

Enquanto as praias, apresentaram baixa contribuição, maior variabilidade e oscilação. A RDS Igapó-Açu concentrou os maiores valores agregados, funcionando como indicador global da reserva. Os testes estatísticos confirmaram diferenças significativas entre localidades. A análise de componentes principais — PCA evidenciou que os dois primeiros componentes explicam mais de 80% da variabilidade, separando padrões de produtividade (lagos) e oscilação (praias). Em síntese, os resultados reforçam a importância dos lagos para a manutenção da estabilidade reprodutiva e da RDS Igapó-Açu como síntese da dinâmica regional.

Os testes de normalidade e homogeneidade confirmaram que parte das séries não segue distribuição normal e que as variâncias entre localidades são distintas, justificando o uso de métodos não-paramétricos. O Kruskal-Wallis reforçou diferenças significativas entre lagos e praias, e a PCA demonstrou que os dois primeiros componentes explicam mais de 80% da variabilidade, separando claramente padrões de produtividade (lagos) e variabilidade (praias). Em síntese, os resultados confirmam que a produtividade reprodutiva está concentrada nos lagos, enquanto as praias refletem vulnerabilidade e oscilação, sendo essencial considerar ambos os ambientes em estratégias de manejo e conservação.

Apesar do sucesso observado ao longo dos anos, o manejo comunitário enfrentou bastante dificuldade das limitações operacionais e logísticas, fatores relacionados à disponibilidade de mão de obra comunitária, apoio financeiro, fornecimento de insumos, logística de deslocamentos e aderência ao manejo do programa. Conclui-se que os resultados do PDP obtém estratégias de conservação eficazes e evidenciam a importância das Zonas de Proteção Temporárias (ZPTQs) como ambientes-chave para a manutenção reprodutiva da espécie de *P. unifilis*. A incorporação dos resultados na formulação de políticas públicas ambientais, planos de manejo e programas de conservação comunitária pode contribuir para a efetividade da gestão pública.

REFERÊNCIAS

AGOSTINI, M. A. P. *et al.* Riverscape features determining the genetic structure of the Yellow-Spotted Amazon River Turtle (*Podocnemis unifilis*) in Brazilian Amazonia. *Biotropica*, v. 56, n. 4, p. 1012-1024, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.13323>.

AMAZONAS. CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (CEMAAM). Resolução nº 25, de 18 de agosto de 2017. Cria as Zonas de Proteção Temporária de Quelônios (ZPTQs), no estado do Amazonas, estabelece os critérios para sua definição e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado do Amazonas*, Manaus, 14 set. 2017. p.15-20.

ANDRADE, P. C. M. *Manejo Comunitário de Quelônios - Projeto Pé-de-Pincha*. Manaus: Gráfica Moderna, 2012. 722 p.

ANDRADE, P. C. M. *Manejo Comunitário de Quelônios (Família Podocnemididae - Podocnemis unifilis, P.sextuberculata, P.expansa, P.erythrocephala) no Médio Rio Amazonas e Juruá*. 1ª.ed. Manaus: Editora & Gráfica Moderna, 2015. v. 1. 324 f.

ANDRADE, P. C. M.; *et al.* O programa PROBUC componente quelônios. In: PEREIRA, H. S.; PEDROZA, M. A. (org.). *Unidades de conservação do Amazonas no Interflúvio Purus- Madeira: Instrumento de Gestão Participativa*. Manaus: EDUA, 2015. p. 113-186.

ANDRADE, P. C. M. Manejo participativo de quelônios por comunidades na Amazônia. In: MARCHAND, G.; VELDEN, F. V. (org.) *Olhares cruzados sobre as relações entre seres humanos e animais silvestres na Amazônia (Brasil, Guiana Francesa)*. Manaus: EDUA, 2017. p. 163-192.

ANDRADE, P. C. M.; PACHECO, F. M. P.; AZEVEDO, S. H. *Relatório Técnico do Projeto Pé-de-pincha no Igapó-Açu, Mamori e Lago Preto – fase coleta e eclosão 2021*. Manaus: UFAM/UNISOL, 2021. 78 f.

ANDRADE, P. C. M. *et al.* Community-based conservation and management of chelonians in the Amazon. *Frontiers in ecology and evolution*, v. 10, 769328, 2022. DOI: <<https://doi.org/10.3389/fevo.2022.769328>>. Acesso em: 10 mai. 2025.

ARAÚJO, J. C. *et al.* Minerais e vitaminas para quelônios em cativeiro. *PUBVET*, v.

7, n. 5, p. 1–22, 2013.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A.; FABRÉ, N. N. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J. G., BICUDO, C. E., TUNDISI, T. M. (eds.), *Limnology in Brasil*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências; Sociedade Brasileira de Limnologia, 1995.

BALENSIEFER, Deisi Cristiane. *Dieta de Podocnemis unifilis (Testudines, Pelomedusidae) no período de seca em uma várzea do médio Solimões, Amazonas*. Dissertação (Mestrado em Biologia de Água Doce) — Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2003.

BATISTA, J. S. *et al.* Home range of yellow-spotted Amazon river turtles (*Podocnemis unifilis*, Testudines: Podocnemididae) in the Trombetas River Biological Reserve, Pará, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, v. 18, n. 1, p. 1-10, 2019.

BÁRCENAS-GARCÍA, A. *et al.* Amazonian run-of-river dam reservoir impacts underestimated: evidence from a before–after control–impact study of freshwater turtle nesting areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 32, n. 3, p. 508-522, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.3775>

BENCHIMOL, Samuel. *Amazônia: formação social e cultural*. 1. ed. Manaus: Valer/EDUA, 1999.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. *Restauração florestal*. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 235 p.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Quelônios Amazônicos*. Organizadores: Renata V. Lacava, Rafael A. M. Balestra. Brasília, DF: Ibama, 2019. 192 p.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA DO CLIMA - MMA. *Biodiversidade e biomas*. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas>> Acesso em: 15 maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Áreas Protegidas. Departamento de Áreas Protegidas. *Revista SNUC - Sistema Nacional de Unidades de*

Conservação da Natureza. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2022.

CAMPOS-SILVA, J. V. *et al.* Unintended multispecies co-benefits of an Amazonian community-based conservation programme. *Nature Sustainability*, v. 1, n. 11, p. 650–656, 2018.

CANTARELLI, V. H. *Alometria reprodutiva da tartaruga-da-amazônia (Podocnemis expansa): bases biológicas para manejo*. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

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

CÁRDENAS-BARRANTES M. *et al.* Genetic structure and loss of genetic diversity in the savannah side-necked turtle *Podocnemis vogli* (Testudines: Podocnemididae). *Chelonian Conservation and Biology*, v. 23, n. 1, p. 92–102, 2024.
DOI: <https://doi.org/10.2744/CCB-1584.1>.

CASTRO, I. C. *et al.* Uso de subprodutos e resíduos na elaboração de ração artesanal para filhotes de tartarugas (*Podocnemis expansa*) e tracajás (*Podocnemis unifilis*) em sistemas de criação comunitária no médio Juruá. *Revista Agroecossistemas*, v. 14, n. 2, p. 22, 2022.

CHARITY, S.; FERREIRA, J. M. *Wildlife Trafficking in Brazil*. Cambridge, United Kingdom: TRAFFIC International, 2020. 140 f.

CUNHA, Fernando Lima Rodrigues. *Dieta de quatro espécies do gênero Podocnemis (Testudines, Podocnemididae) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Uatumã*. Dissertação (Mestrado em Biologia de Água Doce), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2013.

CUNHA, F. L. R.; BERNHARD, R.; VOGT, R. C. Diet of an Assemblage of Four Species of Turtles (*Podocnemis*) in the Rio Uatumã, Amazonas, Brazil. *Copeia*, [s. l.], v. 108, n. 1, p. 103–115, 2020.

DE PAULA SILVA, Lua Aleff; MICHALSKI, Fernanda; NORRIS, Darren.

Anthropogenic threats increase vulnerability of *Podocnemis unifilis* nesting areas in the most protected Brazilian Amazon State. *Frontiers in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 13, art. 1622535, p. 1-13, 2025. DOI 10.3389/fevo.2025.1622535.

DOS SANTOS R. C. *et al.* Testing the effects of barriers on the genetic connectivity in *podocnemis erythrocephala* (Red-headed amazon river turtle): implications for management and conservation. *Chelonian Conservation and Biology*, v. 15, n. 1, p. 12-22, 2016. DOI: <https://doi.org/10.2744/CCB-1184.1>

EISEMBERG, C. C. *et al.* 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, 2016.

ERICKSON, J.; BACCARO, F. Nest predation of the yellow-spotted amazon river turtle (*Podocnemis unifilis* Troschel, 1848) by the fire ant (*Solenopsis geminata* Fabricius, 1804) in the Brazilian Amazon. *Herpetological Journal*, v. 26, p. 183–186, 2016.

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

FAGUNDES, C. K. *et al.* A large scale analysis of threats to the nesting sites of Podocnemis species and the effectiveness of the coverage of these areas by the Brazilian Action Plan for Amazon Turtle Conservation. *Journal for Nature Conservation*, v. 61, 125997, 2021. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.125997> > Acesso em: 10 mai. 2025.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation of the Brazilian Amazon. *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*, 2017. Disponível em: <<https://oxfordre.com/environmentalscience/view/10.1093/acrefore/9780199389414.001.0001/acrefore-9780199389414-e-102>> Acesso em: 19 mai. 2025.

FERNANDES, Ana Paula Baeta. *Sucesso reprodutivo do tracajá (Podonemis unifilis) (Testudines, Podocnemididae) no médio e baixo Rio Xingu, Pará, Brasil*. 2013. 58f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Naturais e Desenvolvimento Local na Amazônia) – Programa de Pós-Graduação em Gestão de Recursos Naturais e Desenvolvimento Local na Amazônia, Universidade Federal do Pará, Belém, 2013.

Disponível em:

https://ppgeap.propesp.ufpa.br/ARQUIVOS/dissertacoes/2013/PPGEAP_Disserta%C3%A7%C3%A3o_ANA%20PAULA%20BAETA%20FERNANDES.pdf. Acesso em: 25 maio 2025.

FERRARA, C. R. *et al.* *Quelônios Amazônicos: Guia de identificação e distribuição*. Manaus: WCS, 2017.

FLORENZANO, Teresa Gallotti. *Introdução ao sensoriamento remoto*. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 128 p.

FONSECA, R. A. *et al.* Manejo e conservação de quelônios na Amazônia brasileira. *Papers do NAEA*, Belém, n. 475, 2020. Disponível em: <https://naea.ufpa.br/index.php/pnaea/article/view/9017>. Acesso em: 10 maio 2025.

FORERO-MEDINA, G. *et al.* On the future of the giant South American river turtle *Podocnemis expansa*. *Oryx*, v. 53, n. 3, p. 450-458, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0030605318001370>. Acesso em: 10 de maio 2025.

FORMAN, R. T. T. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

GARCEZ, J. R.; ANDRADE, P. C. M.; SOARES, M. G. M. Composição da dieta de três espécies de quelônios (*Podocnemis* sp.) no rio Juruá, Amazonas. *Revista de Educação e Tecnologia do IFAM*, Manaus, v. 14, n. 1, p. 60-72, 2020.

GARCEZ, Janderson Rocha. *Alimentação de tracajá (*Podocnemis unifilis*), iacá (*Podocnemis sextuberculata*) e tartaruga-da-amazônia (*Podocnemis expansa*) no rio Juruá, Amazonas, Brasil*. 2012. 68 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiros) – Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2012. Disponível em: <https://tede.ufam.edu.br/handle/tede/3282>. Acesso em: 15 maio 2025.

INSTITUTO ACARIQUARA. Programa Pé-de-Pincha: protegendo quelônios e preservando a biodiversidade amazônica. *Instituto Acariquara*, 2023. Disponível em: <https://www.institutoacariquara.org/post/programa-p%C3%A9-de-pincha-protgendo-quel%C3%B4nios-e-preservando-a-biodiversidade-amaz%C3%B4nica>. Acesso em: 30 maio 2025.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. *Planos de manejo*. Brasília, DF: ICMBio. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/planos-de-manejo>. Acesso em: 27 mai. 2025.

IPAM. *Terras Indígenas Na Amazônia Brasileira: Reservas de Carbono e Barreiras ao Desmatamento*. Brasília, DF: IPAM, 2015. Disponível em: https://ipam.org.br/wp-content/uploads/2015/12/terras_ind%C3%ADgenas_na_amaz%C3%B4nia_brasileira_.pdf. Acesso em: 25 abr. 2025.

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

LEÃO, S. P. D.; FAMELLI, S.; VOGT, R. C. Home range of yellow-spotted amazon river turtles (*Podocnemis unifilis*) (Testudines: Podocnemididae) in the Trombetas River Biological Reserve, Pará, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, v. 18, n. 1, p. 10-18, 2019. DOI: <https://dx.doi.org/10.2744/CCB-1273.1>.

LIMA, A. C. *et al.* Stakeholders in community management of turtle in Brazilian Amazon. In: SOARES, Marcos Antônio; JARDIM, Mário Augusto Gonçalves (org.). *Natural resources in wetlands: from Pantanal to Amazonia*. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2017. p. 15-36.

LIRA, Elisandra. Moreira de. *A criação do parque nacional da serra do divisor no Acre (1989) e sua inserção nas políticas federais de implantação de Unidades de conservação federais no Brasil*. 2015. 211 f. Dissertação (Mestrado em História Social) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/8/8138/tde-29062015154310/publico/2015_ElisandraMoreiraDeLira_VCorr.pdf. Acesso em: 25 abr. 2025.

MEDEM, M. F. *The Turtles of Venezuela: morphologie, okologie und verbreitung der schildkrote Podocnemis unifilis*. Kolumbien: [s. l.], 1964. v. 2, 403 p.

MEIRELES-LIMA, Brenda de. *Fonte e efeitos dos microrganismos contaminantes em ovos de Podocnemis expansa e P. unifilis em ambiente natural e cativeiro*. 2023. 67 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros) – Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 2023. Disponível em:

<https://tede.ufam.edu.br/handle/tede/9157>. Acesso em: 21 maio 2025.

METZGER, J. P. *et al.* O uso de modelos em ecologia de paisagens. *Megadiversidade*, Belo Horizonte, v. 3, n. 1-2, p. 65-76, 2007.

MILIEN, Edelin Jean. *Análise do desmatamento no entorno das rodovias do estado do Acre e o papel das áreas protegidas: um estudo de caso da rodovia interoceânica (BR- 317)*. 2020. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo dos Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, Universidade Federal do Acre, Rio Branco, 2020. Disponível em: <http://repositorio.ufac.br:8080/jspui/handle/123456789/3688>. Acesso em: 21 maio 2025.

MITTERMEIER, R. A. South America's river turtles: saving them by use. *Oryx*, [s. l.], v. 14, n. 3, p. 222-230, 1978. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S003060530001550X>. Acesso em: 21 maio 2025.

MITTERMEIER, R. A. *et al.* *Podocnemis erythrocephala* (Spix 1824)—Redheaded Amazon river turtle, irapuca. In: RHODIN, A. G. J. *et al.* (ed.). *Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group*. [S. l.]: Chelonian Research Monographs, 2015, v. 5, p. 087.1-087.10. (*Chelonian Research Monographs*).

NORRIS, D.; MICHALSKI, F.; GIBBS, J. P. Beyond harm's reach? Submersion of river turtle nesting areas and implications for restoration actions after Amazon hydropower development. *PeerJ*, [s. l.], v. 6, p. e4228, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.7717/peerj.4228>. Acesso em: 21 maio 2025.

OLIVEIRA, P. H. G. *et al.* Alimentação de filhotes e juvenis de tracajás (*Podocnemis unifilis*) e tartarugas (*Podocnemis expansa*) na natureza e em sistemas de criação comunitária no Amazonas. *Revista Agroecossistemas*, Belém, v. 12, n. 1, p. 83-104, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.18542/ragros.v12i1.8956>. Acesso em: 21 mai 2025.

OLIVEIRA, Paulo Henrique Guimarães de. *Dieta dos quelônios (Testudines, Podocnemididae: Podocnemis spp.) no rio Andirá, Barreirinha, Amazonas, Brasil: estudo da dieta dos quelônios no rio Andirá - Barreirinha/AM*. 2022. 129 f. Tese (Doutorado em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros) – Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 2022. Disponível em: <https://tede.ufam.edu.br/handle/tede/9556>. Acesso

em: 25 maio 2025.

OLIVEIRA-FILHO, F. J. B. *Padrão de desmatamento e evolução da estrutura da paisagem em Alta Floresta (MT)*. 2001. 129 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2001. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41131/tde-01042002-105156/pt-br.php>. Acesso em: 15 maio 2025.

ORTIZ, J. L. *Proposta de uma terminologia para análise de relações espaciais entre objetos geográficos*. 1993. 115 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 1993.

PACHECO, F. M. P. *et al.* Caracterização hidrogeomorfológica da microbacia do Rio São Jorge, Rondônia, Brasil. *Brazilian Journal of Development*, Curitiba, v. 6, n. 1, p. 4219–4236, 2020.

PANTOJA-LIMA, Jackson. *Aspectos da ecologia reprodutiva de Podocnemis expansa, Podocnemis sextuberculata e Podocnemis unifilis (Testudines, Podocnemididae) na Reserva Biológica do Abufari, Amazonas, Brasil*. 2007. 74 f. Dissertação (Mestrado em Biologia de Água Doce e Pesca Interior) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 2007. Disponível em: <https://repositorio.inpa.gov.br/handle/1/11239>. Acesso em: 21 maio 2025.

PEZZUTI, J. C. B. *et al.* Uses and taboos of turtles and tortoises along Rio Negro, Amazon Basin. *Journal of Ethnobiology*, [s. l.], v. 30, n. 1, p. 153-168, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.2993/0278-0771-30.1.153>. Acesso em: 21 maio 2025.

PRITCHARD, P. C. H. e TREBBAU, P. *The Turtles of Venezuela*. Oxford, Ohio: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, 1984. 403 p. (Contributions to Herpetology, v. 2).

QUINTANA, I. *et al.* Nest removal by humans creates an evolutionary trap for Amazonian freshwater turtles. *Journal of Zoology*, v. 309, n. 2, p. 94-105, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/jzo.12689>.

RIVERA, C. J. *et al.* Assessing ecological and social dimensions of success in a community-based sustainable harvest program. *Environmental Management*, v. 67, n. 4, p.

731-746, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01425-6>.

REIS, Francisca da Silva. *Detecção do desmatamento na Amazônia: governança ambiental federal e as áreas protegidas no estado do acre*. 2022. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo dos Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, Universidade Federal do Acre, Rio Branco, 2022. Disponível em: <http://repositorio.ufac.br:8080/jspui/handle/123456789/4134>. Acesso em: 25 maio 2025.

RUEDA-ALMONACID, J. V. *et al. Las Tortugas y los Cocodrilianos de los Países Andinos del Trópico*. Bogotá: Editorial Panamericana, 2007. 538 p. (Série Guias Tropicales de Campo, 6).

SANTOS, R. F. (Org.). *Planejamento ambiental: teoria e prática*. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2010.

SANTOS, T. A.; LIVIZ, C. A. M. O papel crucial das áreas protegidas no combate ao desmatamento na Amazônia. *Revista Jurídica da Amazônia*, v. 1, n. 2, p. 205–225, 2024.

SILVA, A. C. *et al.* Uso e ocupação do solo na microbacia hidrográfica do rio Canaã a partir do MapBiomass. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 4, p. 2100-2115, 2021.

SLOAN S. *et al.* The forest transformation: Planted tree cover and regional dynamics of tree gains and losses. *Global Environmental Change*. [s. l.], v. 59, 101988, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.101988>. Acesso em: 21 maio 2025.

SMITH, N. J. H. Aquatic turtles of Amazonia: an endangered resource. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 16, n. 3, p. 165-176, 1979. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(79\)90018-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(79)90018-9). Acesso em: 15 maio 2025.

SOINI, P. *Un manual para el manejo de quelonios acuáticos en la Amazonía peruana*. Iquitos: Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, 1999. 41 p. (Documento Técnico, n. 33).

SOUSA, L. M. *et al.* Unidades de conservação sozinhas são insuficientes para proteger os quelônios amazônicos brasileiros. *Scientific Reports*, v. 14, n. 10827, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-61722-y>.

STEEN, D. A. *et al.* Terrestrial habitat requirements of nesting freshwater turtles.

Biological Conservation, v. 150, n. 1, p. 121-128, 2012. DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.012>.

STRAGLIOTTO, Michelly Casagrande; PEREIRA, Bárbara Luísa Corradi;
 OLIVEIRA, Aylson Costa. Indústrias madeireiras e rendimento em madeira serrada na
 Amazônia Brasileira. In: LOPES, S. A. *et al.* (org.). Engenharia Florestal: desafios, limites e
 potencialidades. Guarujá, SP: Científica Digital, 2020. p. 499-518. Disponível em:
<https://doi.org/10.37885/200801089>. Acesso em: 15 maio 2025.

TERRA, Govinda. *A efetividade da fiscalização do desmatamento ilegal nas unidades
 de conservação federais no estado do Acre*. 2017. 94 f. Dissertação (Mestrado em Gestão de
 Áreas Protegidas na Amazônia) — Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus,
 2017. Disponível em: <https://repositorio.inpa.gov.br/handle/1/12925>. Acesso em: 19 maio
 2025.

THORBJARNARSON, J. B. *et al.* Human use of turtle: a worldwide perspective. In:
 Klemens, M.W. (ed.). *Turtle Conservation*. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000,
 p. 33-84.

TURNER, M. G. *et al.* Predicting the spread of disturbance across heterogeneous
 landscapes. *Oikos*, [s. l.], v. 55, p. 121-129, 1989. Disponível em:
<https://doi.org/10.2307/3565881>. Acesso em: 15 maio 2025.

VAILTON, A.; MALVÁSIO, A. Aspectos sobre a caça, comercialização e consumo
 de quelônios na região do corredor ecológico Araguaia Bananal no Estado do Tocantins.
Revista Ouricuri, Paulo Afonso, v. 8, n. 2, p. 80-103, 2018.

VOGT, R. C. *Tartarugas da Amazônia*. Lima: Wust Ediciones, 2008. 104 p.