



UNIVERSIDADE FEDERAL DO
AMAPÁ PRÓ-REITORIA DE
GRADUAÇÃO
DEPARTAMENTO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

LUÃ ALEFF DE PAULA SILVA

**MAPEAMENTO DA VULNERABILIDADE DAS ÁREAS DE NIDIFICAÇÃO DE
TRACAJÁS NOS RIOS ARAGUARI E FALSINO NA REGIÃO DE PORTO GRANDE**

LUÃ ALEFF DE PAULA SILVA

**MAPEAMENTO DA VULNERABILIDADE DAS ÁREAS DE NIDIFICAÇÃO DE
TRACAJÁS NOS RIOS ARAGUARI E FALSINO NA REGIÃO DE PORTO GRANDE**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Colegiado do Curso de
Bacharelado em Ciências da Ambientais
da Universidade Federal do Amapá,
como requisito necessário para a
obtenção do título de Bacharel em
Ciências Ambientais

Orientador (a): Darren Norris

Macapá-AP

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central/UNIFAP-Macapá-AP
Elaborado por Cristina Fernandes – CRB-2 / 1569

S586m Silva, Luã Aleff de Paula.

Mapeamento da vulnerabilidade das áreas de nidificação de tracajás nos rios Araguari e Falsino na região de Porto Grande / Luã Aleff de Paula Silva. - Macapá, 2023.
1 recurso eletrônico. 26 folhas.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - UNIFAP, Coordenação do Curso de Ciências Ambientais, Macapá, 2023.

Orientador: Dr. Darren Norris.

Coorientador: .

Modo de acesso: World Wide Web.

Formato de arquivo: Portable Document Format (PDF).

1. Amazônia. 2. Amapá. 3. Impactos antropogênicos. I. Norris, Darren, orientador. II. UNIFAP. III. Título.

CDD 23. ed. – 333.954098116

SILVA, Luã Aleff de Paula. **Mapeamento da vulnerabilidade das áreas de nidificação de tracajás nos rios Araguari e Falsino na região de Porto Grande.** Orientador: Dr. Darren Norris. 2023. 26 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Ciências Ambientais. UNIFAP, Macapá, 2023.

RESUMO

A priorização espacial é essencial para planejar e monitorar ações de conservação necessárias para reverter as perdas populacionais de tracajás (*Podocnemis unifilis*). As áreas de nidificação são críticas para as populações dessa espécie. No entanto, são escassas as avaliações de vulnerabilidade em escala local desses habitats importantes. Nosso objetivo foi avaliar a vulnerabilidade das áreas de nidificação ($n = 275$) após a construção de uma barragem hidrelétrica ao longo de 197 km de rios na Amazônia equatorial brasileira. Adotamos uma abordagem multiescalar que incluiu variáveis associadas a impactos antropogênicos e mudanças na cobertura do solo. Avaliamos a vulnerabilidade em três escalas espaciais (área de nidificação, trechos de rio de 5 km e zonas de ~50 km) analisando uma combinação de dados de campo e de sensoriamento remoto sobre o tamanho da área de nidificação, perda de floresta, mudança na cobertura do solo e impactos antropogênicos (barragem hidrelétrica, casas, cidade e uso comercial dos rios). Um índice multifatorial de vulnerabilidade foi calculado com base nas variáveis analisadas, que foi então usado para mapear a vulnerabilidade das áreas de nidificação em diferentes escalas espaciais. Exploramos os principais fatores associados à vulnerabilidade realizando Clustering Hierárquico em Componentes Principais, que identificou seis clusters agrupados de acordo com as variáveis analisadas. As áreas de nidificação mais vulneráveis estavam nas localizações mais a jusante, próximas a uma cidade e a uma barragem hidrelétrica. Descobrimos que 14 (1,4% da área total) das áreas de nidificação tinham vulnerabilidade muito alta, enquanto a maioria das áreas de nidificação (206) tinha vulnerabilidade muito baixa. Identificamos seis grupos de áreas de nidificação e estabelecemos prioridades de conservação com base em uma combinação de tamanho, localização e vulnerabilidade. Nossos resultados apresentam descobertas inéditas sobre a vulnerabilidade atual das áreas de nidificação, que podem ajudar a informar ações de conservação e restauração. A abordagem metodológica pode ser útil para gerar avaliações semelhantes em outras regiões da faixa pan-amazônica da espécie.

Palavras-chave: Amazônia, Amapá, impactos antropogênicos, Brasil, conservação, tracajá, análise espacial, réptil, ameaças, vertebrado, vulnerabilidade.

PREFÁCIO

Gostaria de apresentar uma pesquisa de grande relevância para a conservação de tracajá (*Podocnemis unifilis*). Este estudo, conduzido como Trabalho de Conclusão de Curso (TCC), foi submetido à revista “Acta Amazonica” (Qualis A3) e foi realizado sob a orientação do Professor Darren Norris.

A pesquisa concentrou-se na avaliação da vulnerabilidade das áreas de nidificação de tracajás, cujas áreas de nidificação desempenham um papel crucial na sobrevivência das populações dessa espécie. O contexto desta avaliação é particularmente importante devido à construção de barragens hidrelétricas ao longo de 197 km de rios na região da Amazônia equatorial brasileira.

ARTIGO CIENTÍFICO

Mapeamento da vulnerabilidade das áreas de nidificação de tracajás nos rios Araguari e Falsino na região de Porto Grande

Luã Aleff de Paula Silva¹, Fernanda Michalski^{2,3,4} Darren Norris^{1,2 *}

¹ Curso de Bacharelado em Ciências Ambientais, Universidade Federal do Amapá, Macapá, Amapá, Brasil 2

² Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Amapá, Macapá, Amapá, Brasil

³ Grupo de Pesquisa em Ecologia e Conservação de Vertebrados Amazônicos, Universidade Federal do Amapá, Macapá, Amapá, Brasil

⁴ Instituto Pró-Carnívoros, Atibaia, São Paulo, Brasil

*Autor Correspondente:

Darren Norris

Rodovia Josmar Chaves Pinto km 02, Macapá, Amapá, 68903-419, Brasil

Endereço de e-mail: darren.norris@unifap.br

Introdução

A Bacia Amazônica abriga diversas espécies de tartarugas de água doce, que são componentes essenciais desse ecossistema complexo (Smith 1979). No entanto, pressões antropogênicas cada vez maiores, incluindo a superexploração, desmatamento, urbanização e barragens hidrelétricas, estão lançando uma sombra de vulnerabilidade sobre os habitats críticos de nidificação dessas tartarugas (Johns 1987, Bárcenas-García et al. 2022, Fagundes et al. 2021, Fagundes et al. 2018). Entre as tartarugas amazônicas mais importantes estão os membros da família *Podocnemididae*, incluindo o tracajá (*Podocnemis unifilis*) (Smith 1979, Lovich et al. 2018). Esses répteis antigos são essenciais para o equilíbrio ecológico da região, desempenhando papéis na ciclagem de nutrientes, dispersão de sementes e interações tróficas (Lovich et al. 2018).

Podocnemis unifilis (a partir de agora, tracajá) é uma das tartarugas de água doce mais comuns na bacia amazônica. No entanto, suas populações têm diminuído significativamente nas últimas décadas devido à superexploração e perda de habitat (Páez et al. 2015, Smith 1979). A seleção de locais de nidificação afeta a aptidão materna, o sucesso de eclosão dos ovos, o desenvolvimento e sobrevivência dos filhotes (Refsnider e Janzen 2010). Portanto, é um componente importante da demografia das tartarugas (Escalona et al. 2009, Iverson 1991, Norris et al. 2019). Embora predominantemente aquáticas, os tracajás fazem ninhos em terras próximas às margens da água (Thorbjarnarson et al. 1993). Essas áreas de nidificação são particularmente vulneráveis a ameaças antropogênicas por várias razões. As áreas de nidificação geralmente estão localizadas em habitats ribeirinhos, que são especialmente suscetíveis à degradação e fragmentação. Além disso, as áreas de nidificação são facilmente encontradas, e os tracajás em nidificação muitas vezes são caçados por sua carne e ovos. Portanto, as áreas de nidificação podem representar uma armadilha evolutiva para os tracajás, pois os sinais usados pelas fêmeas para selecionar áreas parecem ser insuficientes para impedi-las de nidificar em áreas visadas pelos seres humanos (Quintana et al. 2019). Consequentemente, a ação direta de conservação das áreas de nidificação será essencial para a sobrevivência dessas e provavelmente de outras tartarugas de água doce da Amazônia.

Avaliar a vulnerabilidade das áreas de nidificação de tracajá é necessário para desenvolver estratégias de conservação mais eficazes (Fagundes et al. 2021). A vulnerabilidade é o grau em que um sistema, subsistema ou componente do sistema é susceptível de sofrer danos devido à exposição a um perigo, seja uma perturbação ou fator de estresse (Turner et al. 2003a). O uso de estimativas de áreas que representam a ocorrência de espécies ou habitats, ajudam a identificar as áreas mais vulneráveis a atividades antropogênicas (Kukkala e Moilanen 2013, Ippolito et al. 2010). Isso é frequentemente utilizado no modelo de risco-perigo, onde o componente de vulnerabilidade, chamado exposição, é frequentemente avaliado. A exposição quantifica a sobreposição entre a variável de interesse e ameaças/fatores de risco (Auber et al. 2022, Ippolito et al. 2010). Com base nisso, podem ser feitas previsões para estimar o grau em que as áreas vulneráveis provavelmente mudarão quando expostas a múltiplas ameaças, a fim de informar a gestão e ações de conservação (Turner et al. 2003a, Ippolito et al. 2010).

Há pelo menos três áreas em que as avaliações de vulnerabilidade contribuem para os esforços de conservação de espécies. As avaliações de vulnerabilidade podem: I) fornecer evidências para conservação baseada em dados. (Avaliações científicas fornecem dados quantitativos sobre a vulnerabilidade de locais de nidificação, permitindo que conservacionistas priorizem esforços onde são mais necessários), II) contribuir para tomadas de decisão informadas. (Tomadores de decisão podem usar descobertas científicas para desenvolver e implementar políticas e regulamentações de conservação que protejam eficazmente os locais de nidificação) e III) informar sobre a alocação mais eficaz de recursos. (Recursos limitados podem ser alocados de forma mais eficiente para lidar com ameaças específicas aos locais de nidificação)

Ao identificar habitats críticos e fatores que contribuem para a vulnerabilidade, os conservacionistas podem priorizar áreas para esforços de proteção e restauração. Esses esforços são necessários para evitar a extinção e facilitar a recuperação de populações impactadas (Norris et al. 2019). Como os tracajás desempenham um papel importante no ecossistema amazônico, o declínio delas pode ter um impacto negativo na saúde geral do ecossistema. Em segundo lugar, o declínio das populações de tracajás pode afetar negativamente as comunidades humanas. Os tracajás são uma fonte de proteína e renda para muitas pessoas na bacia amazônica (Norris e Michalski 2013, Andrade et al. 2022). Além disso, os tracajás são símbolos culturais importantes para muitos grupos indígenas (Pezzuti et al. 2010). Por fim, o estudo das áreas de nidificação de tracajás pode fornecer informações valiosas sobre os impactos das atividades humanas no ecossistema amazônico (Bárcenas-García et al. 2022).

Dados de sensoriamento remoto têm sido usados para identificar e mapear a vulnerabilidade de áreas de nidificação de tartarugas de água doce na Amazônia brasileira (Fagundes et al. 2021). Embora essas avaliações em larga escala forneçam informações relevantes, dados em escala local são necessários para gerar insights no nível das bacias hidrográficas individuais (Ippolito et al. 2010). Especialmente para tartarugas que usam áreas de nidificação que são muito pequenas ou muito próximas das florestas de dossel para serem detectadas por sensoriamento remoto. Informações mais detalhadas em escala local são essenciais para o desenvolvimento de estratégias de conservação para essas áreas. Essas informações podem ser usadas para desenvolver planos de manejo para habitats ribeirinhos e outras áreas que são importantes para a nidificação de tartarugas. Essas informações também podem ser aplicadas para desenvolver medidas de mitigação ou compensação eficazes para os impactos ambientais. Aqui, usamos dados de áreas de nidificação de tracajás para avaliar a vulnerabilidade dessas áreas a atividades antropogênicas a montante de uma barragem hidrelétrica recentemente operacional. Abordamos as seguintes perguntas:

- I. Qual é o nível de vulnerabilidade das áreas de nidificação?
- II. Quais variáveis determinam a vulnerabilidade das áreas de nidificação?
- III. Onde devem ser priorizadas diferentes estratégias de conservação?

Métodos

Espécie em Estudo

O tracajá (*Podocnemis unifilis*) está amplamente distribuído pela América do Sul tropical. Sua área de distribuição inclui cursos d'água lênticos e lóticos, incluindo as bacias dos rios Amazonas e Orinoco, abrangendo nove países: Brasil, Venezuela, Colômbia, Equador, Peru, Bolívia, Guiana, Guiana Francesa e Suriname. Embora tenha sido uma espécie comum no passado (Smith 1979), uma análise de modelagem das populações de *P. unifilis* previu perdas severas ($\geq 50\%$) e rápidas (< 50 anos) em 60% (5,3 milhões de km²) de sua área de distribuição na pan-Amazônia (Norris et al. 2019). Atualmente, está classificada como vulnerável (A1acd) pela IUCN, aguardando validação para a reclassificação como Em Perigo (Rhodin et al. 2018).

Tanto novos quanto adultos de *P. unifilis* têm sido explorados desde o período pré-colonial (anterior ao século XVIII) e ainda são amplamente consumidos por comunidades indígenas e ribeirinhas em toda a Amazônia (Harju et al. 2018, Smith 1979, Pezzuti et al. 2010). As fêmeas geralmente põem ovos uma vez por ano, com a época de nidificação sincronizada com os períodos sazonais de baixo nível de água em rios lóticos (Thorbjarnarson et al. 1993, Ojasti 1996). Comparada a outras tartarugas de água doce, *P. unifilis* é considerada uma espécie generalista na seleção de locais de nidificação (Moll e Moll 2004, Escalona e Fa 1998, Escalona et al. 2009). A maior parte das nidificações ocorrem em praias e margens de rios com substratos arenosos-siltosos secos e relativamente expostos (Escalona e Fa 1998, Ferreira Junior 2009), mas a nidificação também foi registrada em pastagens (Santos 2013) e até mesmo em cima de ninhos de crocodilianos (Maffei e Da Silveira 2013).

Área de Estudo

Este estudo foi realizado na bacia do rio Araguari, na região central do estado brasileiro do Amapá (Figura 1). A bacia inclui rios classificados como "águas claras" (Junk et al. 2015). O rio Araguari tem uma extensão de 560 km (Ziesler e Ardizzone 1979) e nasce no Escudo das Guianas, na base das terras altas do Tumuc-Humac, bifurca-se e deságua no rio Amazonas e no Oceano Atlântico. O clima da região é tropical úmido ("Am" monção tropical Kottek et al. 2006), com uma estação seca de setembro a novembro (< 150 mm de chuva mensal) e uma estação chuvosa (> 300 mm de chuva mensal) de fevereiro a abril (Informação de Apoio S1). Atualmente, existem três barragens hidrelétricas com uma capacidade instalada combinada de 549 MW (78, 252 e 219 MW) ao longo do rio Araguari (INESC, 2021; SIGEL, 2021). Coaracy Nunes foi a primeira barragem instalada em 1975. A barragem mais a montante no rio Araguari é a barragem Cachoeira Caldeirão (219 MW, 51°17'W, 0°51'N). Esta barragem de fio d'água entrou em operação em 2016 (EDP-Brasil, 2021b). Acima da barragem, o rio Araguari flui entre duas áreas de conservação de uso sustentável: a Floresta Nacional do Amapá ("Floresta Nacional do Amapá" - FLONA) e a Floresta Estadual do Amapá ("Floresta Estadual do Amapá" - FLOTA).

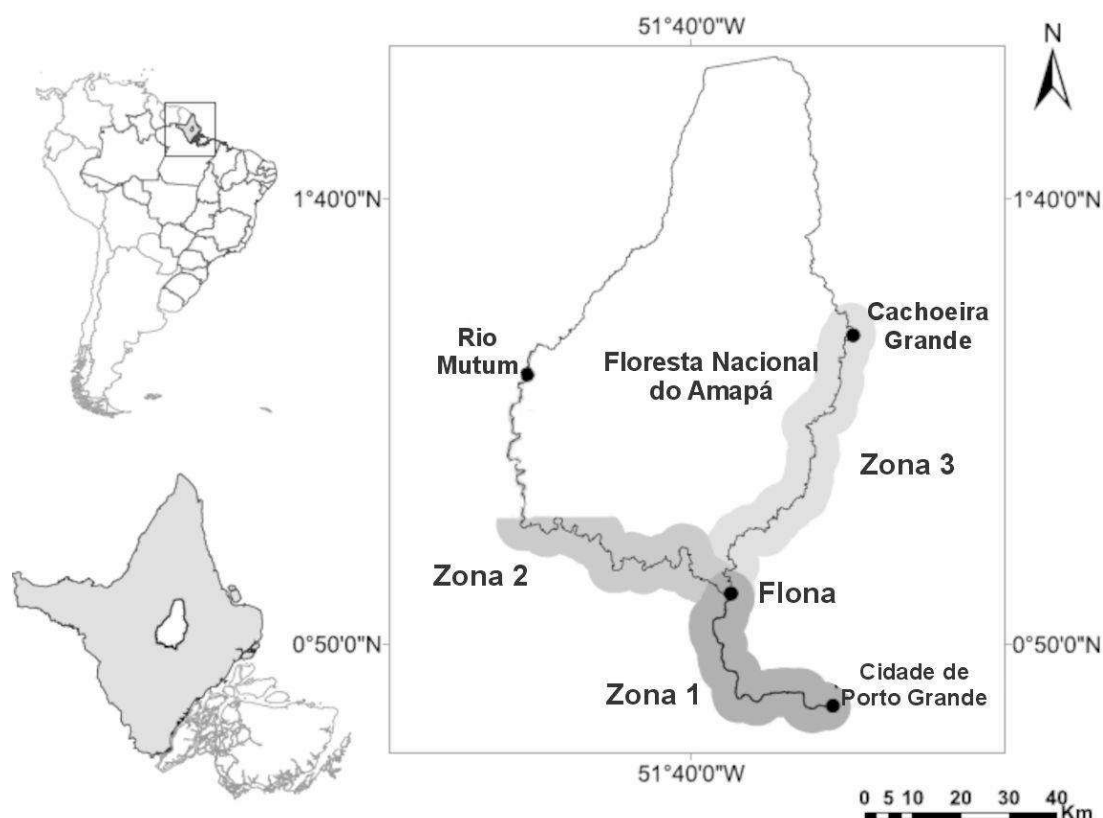


Figura 1. Área de Estudo. Localização. Localização da área de estudo no extremo norte da Amazônia oriental. Polígono da Floresta Nacional do Amapá (FLONA-AP) mostrando a área amostrada e a divisão dos rios Araguari e Falsino em três zonas. Zona 1 (cinza escuro), um trecho de 75 km do rio Araguari entre a cidade de Porto Grande e a sede da FLONA; zona 2 (cinza médio), um trecho de 49 km do rio Araguari entre a sede da FLONA e o rio Mutum; e zona 3 (cinza claro), um trecho de 74 km do rio Falsino entre a sede da FLONA e a Cachoeira Grande. Figura adaptada de Oliveira et al. (2015).

Áreas de nidificação

As áreas de nidificação foram identificadas e localizadas ao longo de aproximadamente 197 km de rios antes da barragem Cachoeira Caldeirão. As áreas de nidificação têm sido monitoradas a montante da barragem desde 2011 (Norris et al. 2018a). Utilizamos as localizações das áreas de nidificação registradas após a operação da barragem Cachoeira Caldeirão, conforme relatado em estudos anteriores (Bárcenas-García et al. 2022, Norris et al. 2018a, Quintana et al. 2019). As pesquisas foram realizadas em trechos rio acima da barragem hidrelétrica Cachoeira Caldeirão durante quatro anos após o enchimento do reservatório (2016, 2017, 2018, 2019). As áreas adequadas para a nidificação de tracajás foram localizadas e identificadas com base nas seguintes características: áreas $>1\text{m}^2$, com substratos de areia/gravilha expostos, elevadas acima do nível do rio, sem estar encharcadas a uma profundidade de 15 cm. Detalhes completos da pesquisa são apresentados em, (Bárcenas-García et al. 2022, Norris et al. 2018a, Quintana et al. 2019).

Vulnerabilidade das áreas de nidificação às ameaças antropogênicas

Para representar aspectos relevantes da atividade humana, definimos oito ameaças antropogênicas para análises de vulnerabilidade das áreas de nidificação: rio usado para atividades comerciais (pesca, extração de cascalho), distância para a cidade mais próxima, distância para a barragem hidrelétrica, distância para casa, proporção de perda de floresta recente (2000-2021) em um raio de 500 metros e 10 km e cobertura de floresta natural (2021) em um raio de 500 metros e 10 km. Essas ameaças foram escolhidas com base em ameaças conhecidas os tracajás e suas áreas de nidificação (Bárcenas-García et al. 2022, Norris e Michalski 2013, Coway-Gomez 2007, Fagundes et al. 2021, Fagundes et al. 2018).

Tabela 1. Ameaças e fontes de dados.

Ameaça	Detalhes	Relevância (referências)	Fonte de Dados
Comercial	São permitidas atividades como pesca comercial, mineração ou dragagem de areia/cascalho nos rios?	Resultam em capturas acidentais ou danos diretos às populações de tracajás (1). As operações de mineração nos leitos dos rios podem destruir áreas de nidificação, alterar a dinâmica do fluxo de água e aumentar a sedimentação.	Estudo atual
Cidade	Distância ao longo do rio até a cidade mais próxima.	A proximidade de assentamentos humanos pode afetar significativamente as populações de tracajás. A urbanização e as atividades associadas podem levar à degradação do habitat e ao aumento das perturbações (2, 3, 4).	IBGE
Barragem	Distância ao longo do rio até a barragem mais próxima.	Barragens atuam como barreiras à movimentação, afetando a sobrevivência dos adultos e podem alterar o fluxo dos rios, impactando os locais de nidificação, a incubação dos ovos e a sobrevivência dos filhotes (4, 5, 6).	ANEEL
Casa	Distância ao longo do rio até a casa mais próxima (2019).	Pode haver aumento da predação, fragmentação do habitat e poluição próxima a assentamentos humanos (casas), todos os quais podem afetar negativamente as populações de tracajás (2, 3, 4, 7).	Quintana et al. 2019
Perda de floresta	% de perda de floresta natural de 2000 a 2022 a 500 metros e 10 quilômetros.	O desmatamento pode levar à destruição do habitat e à redução das oportunidades de alimentação e nidificação (8).	Mapbiomas / Global forest loss.
Cobertura florestal	% de cobertura de floresta natural em 2021 a 500 metros e 10 quilômetros.	A cobertura florestal é um importante indicador da integridade ambiental (8, 9, 10).	Mapbiomas.

Referências: 1 (Stanford et al. 2020); 2 (Coway-Gomez 2007); 3 (Pezzuti et al. 2010); 4 (de Souza Alcântara et al. 2013); 5 (Bárcenas-García et al. 2022); 6 (Bárcenas-García et al. 2021); 7 (Norris and Michalski 2013); 8 (Fagundes et al. 2018); 9 (Törnblom et al. 2011); 10 (Quigley et al. 2001).

Análise de Dados

As ameaças foram escalonadas para valores de 0 a 1. Essa reescalação forneceu uma escala padronizada para que as ameaças contribuíssem igualmente para o índice de vulnerabilidade calculado. Foram adotadas relações lineares e não lineares para refletir o entendimento atual dos impactos das diferentes ameaças (Figura 2). Modelamos uma diminuição não linear na vulnerabilidade em relação à distância para casa e para a barragem. Para as casas, as mudanças na vulnerabilidade refletiram resultados que mostraram 95% da atividade de pesca diária a até 4,5 km das casas (Norris e Michalski 2013), mas os impactos podem se estender a 15 km (Quintana et al. 2019). O impacto da barragem se estende até 75 km a montante (Bárcenas-García et al. 2022, Norris et al. 2018a, Norris et al. 2020), portanto, a vulnerabilidade da barragem diminuiu de forma não linear, atingindo zero a essa distância. Embora a distância máxima da cidade (94 km) esteja bem dentro da faixa de impactos conhecidos de desenvolvimentos urbanos que podem se estender além de 1000 km (Tregidgo et al. 2017), a vulnerabilidade foi modelada como diminuindo linearmente com o aumento da distância da cidade para refletir um gradiente na intensidade de uso pelos residentes da cidade. O desmatamento tem inúmeros impactos na biodiversidade e não há consenso quanto ao padrão nas relações. Estudos anteriores mostram que os limiares iniciais (tamanho do fragmento) e de percolação detectaram de 0,4 a 0,6 de proporção de floresta, ou seja, deve manter 70% de cobertura florestal e, inversamente, sérias limitações para a persistência de espécies que necessitam de alta qualidade de habitat e que não se dispersam pela matriz em áreas com 0,4 a 0,6% de cobertura florestal (de Filho e Metzger 2006).

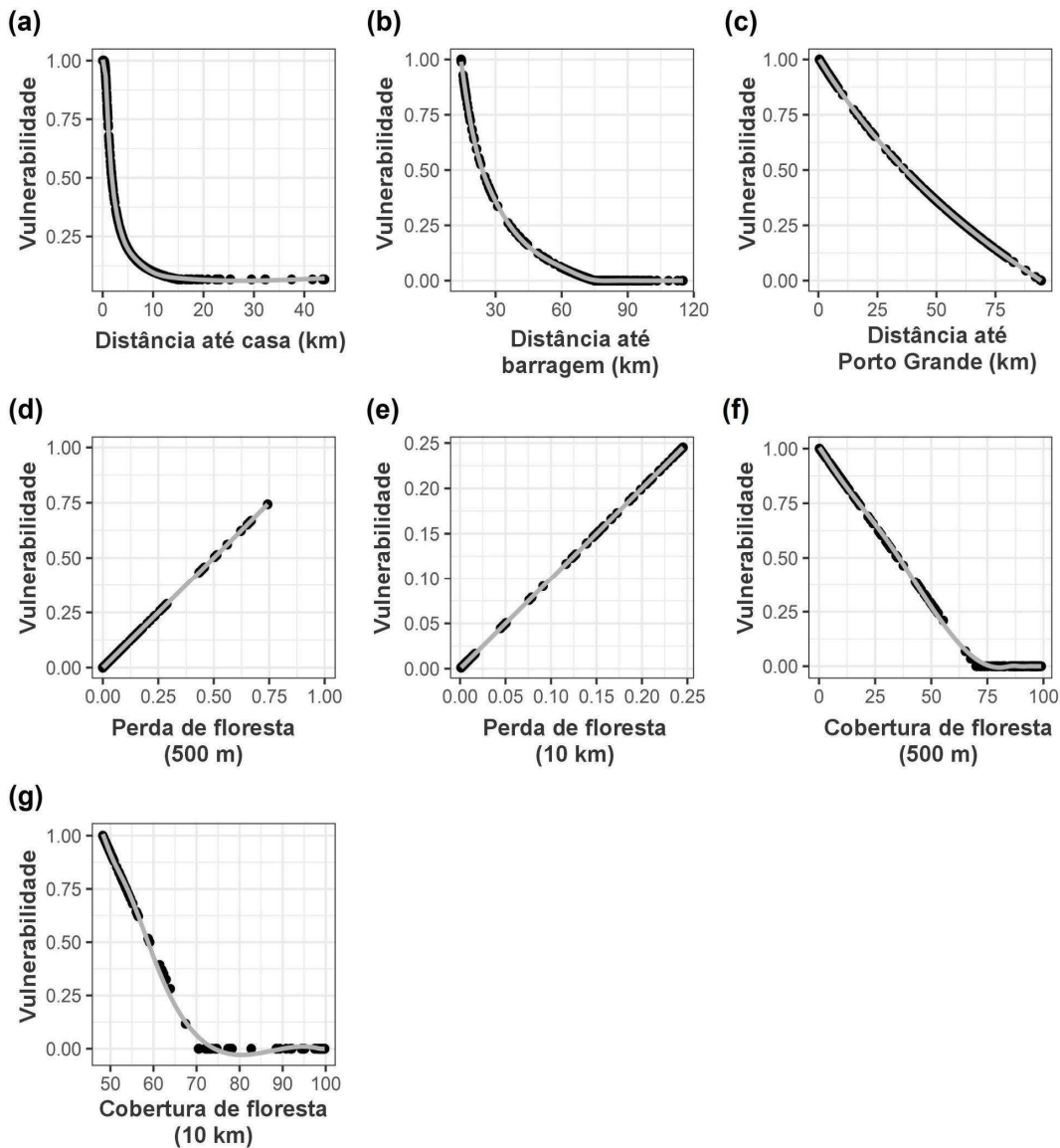


Figura 2. Pontuações de vulnerabilidade escalonadas.

Uma abordagem aditiva foi aplicada para o cálculo de um índice geral de vulnerabilidade para cada área de nidificação Eq. (1):

$$\text{Índice de Vulnerabilidade (VI)} = \frac{\sum_{i=1}^{n=8} ni}{8}$$

Onde ni é o valor de vulnerabilidade da área de nidificação para cada variável (variando de 0 a 1). O índice de vulnerabilidade é então calculado como a soma de ni para as 8 variáveis, dividida pela soma dos valores máximos possíveis (8). O índice de vulnerabilidade foi então ajustado para levar em consideração a variação nos valores de vulnerabilidade. Se houvesse uma disparidade considerável entre os valores de vulnerabilidade, o índice de vulnerabilidade era aumentado. Isso foi feito adicionando o coeficiente de variação dos valores de vulnerabilidade (vulnerabilidade SD/média de vulnerabilidade) ao índice de vulnerabilidade, de

modo que as praias com valores de vulnerabilidade idênticos não recebessem aumento, e aquelas com valores amplamente divergentes aumentassem parcialmente em seu índice de vulnerabilidade (Coeficiente de correlação de Pearson entre os valores originais e ajustados $r = 0,997$). Optamos por aumentar os valores ligeiramente, pois as populações da espécie são susceptíveis de serem seriamente afetadas por qualquer uma das variáveis de ameaça antropogênica. Esse aumento reflete a expectativa de que mesmo em casos em que apenas algumas variáveis tenham valores de índice elevados, as populações de tracajás provavelmente estarão cada vez mais vulneráveis. Finalmente, reclassificamos todas as áreas de nidificação em cinco níveis de vulnerabilidade: muito alta ($>0,5$), alta ($>0,4-0,5$), média ($>0,3-0,4$), baixa ($>0,2-0,3$) e muito baixa ($<0,2$).

A Análise de Aglomerados Hierárquicos em Componentes Principais (HCPC) foi usada para identificar e priorizar clusters de vulnerabilidade de áreas de nidificação. HCPC é uma técnica bem estabelecida amplamente utilizada na análise de vulnerabilidade ecológica e ambiental (Tian et al. 2022, Wu et al. 2020, Alaniz et al. 2022). O HCPC foi realizado usando o pacote R 'FactoMineR' (Lê et al. 2008). Selecionamos este método, pois ele pode representar a hierarquia espacial de zonas e subzonas ao longo dos rios. Executamos todas as análises usando as configurações padrão das funções do pacote (Informações Suplementares S2). Os resultados foram então mapeados para priorizar ações de vulnerabilidade e restauração.

Resumimos a vulnerabilidade em zonas. Seguindo (de Oliveira et al. 2015), a área de amostragem foi dividida em três zonas: (1) cidade de Porto Grande—sede da FLONA, rio Araguari (75,0 km); (2) sede da FLONA—rio Araguari (49 km); e (3) sede da FLONA—Cachoeira Grande, rio Falsino (74 km) (Figura 1). Para refletir diferenças mais detalhadas no uso humano e nas zonas de geomorfologia do rio, estas foram subdivididas: (1.1) cidade de Porto Grande—confluência do rio Amapari; (1.2) confluência do rio Amapari—sede da FLONA; (3.1) sede da FLONA—residência mais a montante; (3.2) residência mais a montante—Cachoeira Grande. A vulnerabilidade foi comparada entre as zonas usando o teste não paramétrico de Kruskal-Wallace, pois os pressupostos paramétricos de normalidade e homogeneidade da variância não foram atendidos. Em seguida, foi realizado o teste pareado de Mann-Whitney com correção de Bonferroni para identificar zonas com diferentes vulnerabilidades.

Resultados

A vulnerabilidade varia substancialmente entre as áreas de nidificação, variando de 0,01 a 0,81. Houve um padrão claro com a vulnerabilidade aumentando seguindo um gradiente de montante para jusante (Figura 3). Houve uma diferença significativa na vulnerabilidade entre as zonas (Kruskal-Wallis $P < 0,0001$). Os testes post-hoc indicaram que as diferenças foram significativas entre todas as zonas (P ajustado $< 0,0001$).

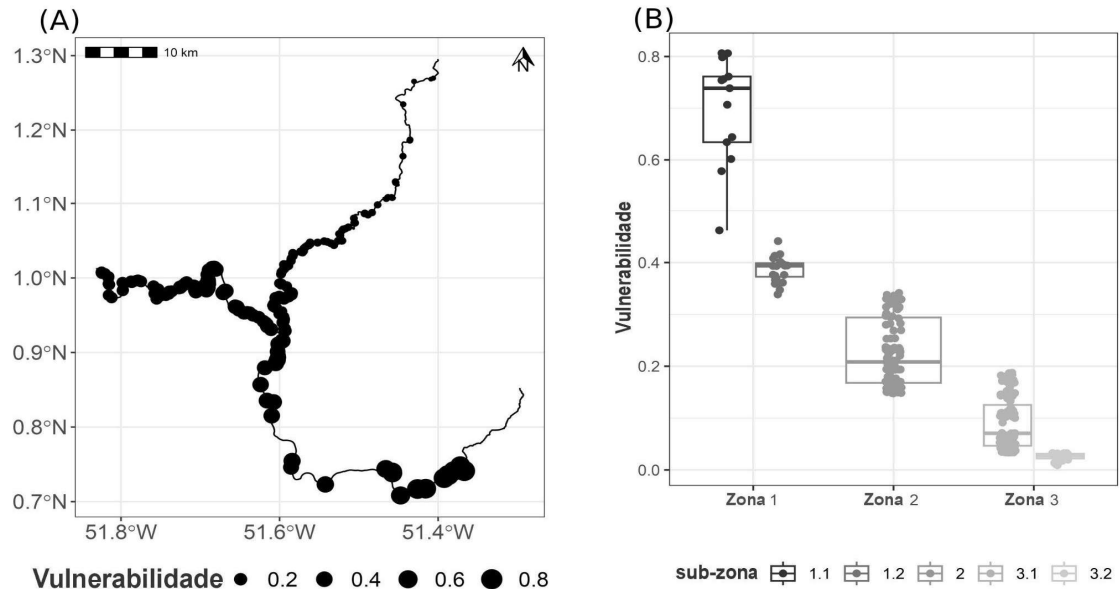


Figura 3. Vulnerabilidade das áreas de nidificação. (A) Vulnerabilidade mapeada das áreas de nidificação às ameaças e (B) vulnerabilidade agrupada por zonas. Os boxplots mostram médias e limites de confiança de 95% estimados por meio de bootstrap não paramétrico.

As diferenças na vulnerabilidade estavam associadas a diferentes ameaças entre as zonas. A presença de atividade comercial e casas foi importante para determinar a diferença entre as zonas 2 (Rio Araguari) e 3.1 (Rio Falsino), que tinham distâncias semelhantes à cidade e à usina hidrelétrica (Tabela 2). A distância para as casas também foi importante para reduzir a vulnerabilidade na zona a montante do Rio Falsino (zona 3.2) em comparação com a zona a jusante (3.1, Tabela 2).

Tabela 2. Resumo da vulnerabilidade de ameaças das áreas de nidificação.

Rio Zona Subzona	Área de nidificação			Índice de Vulnerabilidade e Ameaças (Média, DP)									
	Comp. Rio (km)	Contag em	Tamanho (Total/Médio)	Vul.	Ativ. Com.	Dist. Cida.	Dist. Barr.	Dist. Casa	Perda Flores.		Cober. Flore.		
									500m	10km	500m	10km	
Araguari													
1	1.1	42.7	14	1.8 / 0.04	0.70 (0.10)	Sim	5.6 (4.0)	22.3 (6.8)	3.7 (3.4)	0.2 (0.2)	0.2 (0.4)	27.1 (17.6)	62.3 (12.6)
2	1.2	32.4	20	0.4 / 0.01	0.39 (0.02)	Sim	37.5 (6.1)	58.2 (6.1)	0.4 (0.4)	0.1 (0.01)	0.0 (0.01)	75.4 (7.3)	98.2 (1.2)
		47.8	110	3.3 / 0.01	0.23 (0.07)	Sim	62.9 (9.6)	83.6 (9.6)	5.1 (5.1)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	86.3 (3.9)	98.8 (0.2)
	Total Rio	123	144	5.4 / 0.01		Sim							
Falsino													
3													
	3.1	31.6	103	2.8 / 0.01	0.09 (0.05)	não	53.9 (5.6)	74.6 (5.6)	4.8 (4.2)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	95.0 (2.8)	99.1 (0.4)
	3.2	42.7	28	1.4 / 0.04	0.03 (0.01)	não	73.8 (9.1)	94.5 (9.1)	23.5 (9.1)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	95.6 (2.0)	99.7 (0.0)
	Total Rio	74.3	131	4.1 / 0.02		não							
total		197.2	275										

Foram identificados três clusters de áreas de nidificação como alta prioridade de conservação (Tabela 4). Esses clusters representaram diferenças no tamanho e na vulnerabilidade das áreas de nidificação. Tamanho médio a grande e baixa vulnerabilidade ao longo do Falsino (subzonas 3.1 e 3.2). Por outro lado, áreas de nidificação grandes com alta vulnerabilidade estavam a jusante, próximas à cidade e à barragem hidrelétrica (Figura 4).

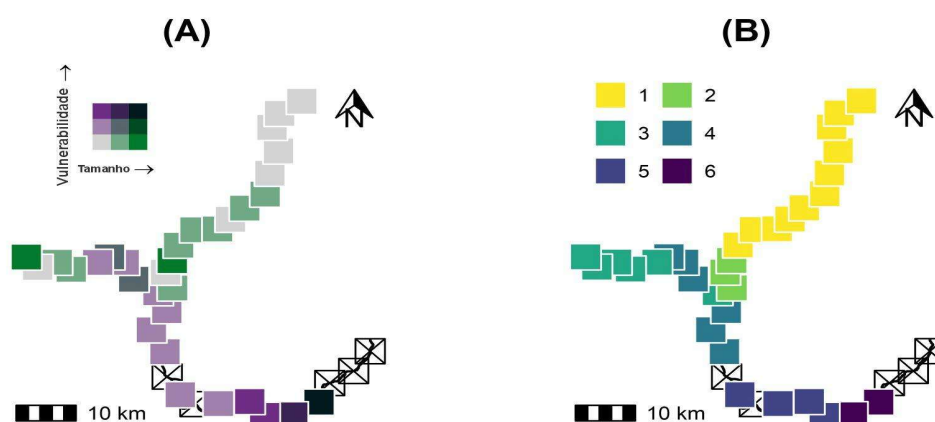


Figura 4. Vulnerabilidade mapeada das áreas de nidificação. Mostrando a vulnerabilidade em relação ao (A) tamanho da área de nidificação e (C) agrupada em 6 clusters usando Clustering

Variação em múltiplas escalas na vulnerabilidade das áreas de nidificação. Mostrando a vulnerabilidade das áreas de nidificação através dos rios, agrupadas em zonas e 6 clusters usando Clustering Hierárquico em Componentes Principais. Vulnerabilidade agrupada de alta para baixa, 6 (maior vulnerabilidade) a 1 (menor vulnerabilidade).

Rio		Classe	Comp. Rio (km)	Área de nidificação			Vulnerabilidade				Prioridade		
Zone	Subzona			Classe	Cont.	Tam. (total/ méd.)	Classe	Méd.	DP	Amplit			
Araguari													
2	1	1.1	6	10.4	Gran.	7	1.10 / 0.03	Muito alta	0.77	0.04	0.71 – 0.81	Conservação - restauração	1
			5	32.3	Peq.	7	0.31 / 0.04	Muito alta	0.61	0.10	0.46 – 0.76	Conservação – restauração	2
	2	1.2	4	32.4	Peq.	20	0.36 / 0.01	Média	0.39	0.02	0.34 – 0.42	Conservação - restauração	4
			4	20.8	Méd.	35	0.88 / 0.01	Média	0.31	0.02	0.25 – 0.34	Conservação	3
			3	27.0	Gran.	75	2.38 / 0.01	Muito baixa	0.18	0.03	0.15 – 0.25	Conservação	1
Total Rio			123		144	5.4 / 0.01							
Falsino													
3	3.1	2			Gran.	46	1.28 / 0.01	Muito baixa	0.14	0.03	0.10 – 0.19	Conservação	1
				20.8			57	1.50 / 0.02	Muito baixa	0.05	0.01	0.03 – 0.09	Conservação
	3.2	1		42.7	Méd.	28	1.35 / 0.04	Muito baixa	0.03	0.01	0.01 – 0.03	Conservação	4
				74.3			131	4.1 / 0.02					
	Total Rio			74.3		131	4.1 / 0.02						
total			197.2		275	13.7 / 0.1							

Discussão

A avaliação da vulnerabilidade das áreas de nidificação é uma ferramenta importante para a conservação das tartarugas de água doce do gênero *Podocnemis*. Compreendendo os fatores que tornam as áreas de nidificação vulneráveis, esperamos informar o desenvolvimento de estratégias para proteger esses habitats importantes. Apresentamos uma avaliação da vulnerabilidade das áreas de nidificação aos impactos antropogênicos e às mudanças na cobertura do solo. Primeiramente, discutimos os níveis de vulnerabilidade das áreas de nidificação e, em seguida, as variáveis que determinaram a vulnerabilidade. Finalmente, discutimos as implicações de nossas descobertas para os esforços de conservação e fornecemos recomendações sobre onde priorizar diferentes estratégias de conservação e como proteger os locais de nidificação vulneráveis.

Como esperado, houve um claro gradiente com as áreas de nidificação mais distantes dos impactos humanos sendo menos vulneráveis. A combinação de uma cidade e uma usina hidrelétrica em proximidade gerou uma vulnerabilidade a montante surpreendentemente alta para uma região tão protegida. Inúmeros impactos estão associados à urbanização e às usinas hidrelétricas e esses impactos provavelmente operam de forma sinérgica sobre as tartarugas de água doce (Lovich et al. 2018, Bárcenas-García et al. 2021). Os rios representam as fronteiras entre as áreas protegidas, cujos planos de manejo atualmente não consideram a conservação das áreas de nidificação de tracajás. O gradiente de vulnerabilidade que encontramos reflete as bem documentadas limitações das áreas protegidas terrestres para conservar adequadamente espécies aquáticas (Anderson et al. 2019, Nogueira et al. 2021, Mollmann et al. 2022). De fato, as áreas protegidas na região de estudo parecem ter capacidade limitada para conservar espécies aquáticas como tracajás (Norris et al. 2018b).

Atividades comerciais e proximidade com casas aumentaram a vulnerabilidade tanto entre quanto dentro das zonas fluviais. As zonas menos vulneráveis eram aquelas sem atividade comercial e mais distantes das casas. Todas essas zonas de menor vulnerabilidade estavam localizadas ao longo do Rio Falsino, representando 37% do comprimento total do rio pesquisado. Variáveis como uso comercial e distância para casas não são fáceis de obter por sensoriamento remoto – ou seja, quase indetectáveis, conforme Peres et al. (2006). A relevância dessas variáveis mostra a importância de dados de campo mais detalhados para informar as avaliações de vulnerabilidade ao longo dos rios amazônicos. Embora o sensoriamento remoto (por exemplo, imagens de satélite) forneça modelos contínuos cada vez mais detalhados de uso do solo e mudanças na cobertura do solo (Pettorelli et al. 2018, Kissling et al. 2018), nossos achados reforçam a necessidade de dados de campo. Embora as publicações baseadas em trabalho de campo estejam diminuindo (Ríos-Saldaña et al. 2018), a inclusão de dados de campo para complementar as abordagens de sensoriamento remoto é vital para gerar evidências científicas robustas.

Ao integrar resultados que incluem tamanho da área de nidificação, vulnerabilidade e localização geográfica, foi possível identificar e priorizar opções de conservação e manejo. A maior prioridade cobriu um quarto dos rios estudados (24,4%, 48,2 km) separados em três clusters distintos. Esses clusters incluíam áreas de nidificação relativamente grandes e, portanto, apresentavam o maior potencial para gerar melhorias no nível populacional. Ações de recuperação e restauração são necessárias no cluster a jusante para mitigar as perdas

causadas pela recém-operacionalizada barragem (Bárcenas-García et al. 2022, Norris et al. 2018a). Isso deve incluir a criação de novas áreas de nidificação ao longo de 15 km de rio em zonas onde não há áreas de nidificação disponíveis devido ao alagamento da usina hidrelétrica. Os dois clusters restantes estavam a montante ao longo dos rios Araguari e Falsino. As ações de conservação devem se concentrar em maximizar o sucesso da nidificação, reduzindo as perdas devido a inundações (Norris et al. 2020) e níveis de colheita insustentáveis (Quintana et al. 2019).

Embora as evidências científicas possam informar soluções e ações para conservar áreas de nidificação vulneráveis, o maior desafio é agir e implementá-las. Por exemplo, o operador da usina precisa agir para reduzir a vulnerabilidade. As evidências documentando os efeitos da usina hidrelétrica nas áreas de nidificação foram apresentadas às autoridades competentes em 2018 (processo 0000145-61.2017.9.04.0011, acessível em português via <https://www.mpap.mp.br/consultas/index.php?pg=extrajudicial>). No momento, o processo encontra-se parado, com a agência ambiental estadual e a empresa que opera a barragem não fazendo avanços para criar e restaurar áreas de nidificação. Embora as ações de fiscalização pareçam ineficazes, ações comunitárias podem gerar alternativas eficazes para combater as ameaças. De fato, na área de estudo há uma grande chance de que a gestão comunitária possa transformar vulnerabilidade em resiliência (Norris et al. 2020, Norris et al. 2018b). Por exemplo, áreas próximas à cidade provavelmente são ideais para ações envolvendo educação ambiental e integração comunitária. Tudo isso tem sido bem-sucedido para a conservação de tartarugas fora de áreas protegidas (Campos-Silva et al. 2018, Rivera et al. 2021, Andrade et al. 2022). As estratégias de conservação podem englobar o estabelecimento de zonas de amortecimento, engajamento comunitário e práticas de uso sustentável do solo para mitigar o impacto das atividades humanas. Por exemplo, a pesca e a extração de cascalho poderiam ser restritas em áreas com importantes locais de nidificação. Zonas de amortecimento poderiam ser estabelecidas ao redor dos locais de nidificação para reduzir a perturbação por humanos.

Nossas descobertas fornecem insights sobre a vulnerabilidade das áreas de nidificação na região de estudo. No entanto, é necessário identificar ressalvas que devem ser consideradas. Primeiramente, é necessário um entendimento mais detalhado sobre como os impactos afetam as espécies-alvo. Por exemplo, não há estudos na Amazônia Brasileira que quantifiquem o impacto do desmatamento ou das usinas hidrelétricas nas populações de tartarugas. Também não há dados sobre os níveis populacionais de adultos, o que é necessário para avaliar os impactos em nível populacional (Páez et al. 2015). Essas informações são cruciais para o desenvolvimento de medidas eficazes de mitigação ou compensação para a conservação do grupo contra projetos de infraestrutura. Em segundo lugar, a rotulagem das classes (muito alta etc.) foi subjetiva. Estudos futuros devem avaliar a sensibilidade das avaliações de vulnerabilidade a essas classificações. Em terceiro lugar, algumas das variáveis que incluímos refletem o contexto local. Pode ser necessário incluir variáveis adicionais para refletir adequadamente as ameaças em outras áreas. A inclusão de dados sociais adicionais fortaleceria o planejamento e o envolvimento das partes interessadas, por exemplo, relatando crimes contra a vida selvagem e a participação das comunidades locais em programas de conservação e desenvolvimento (Pimid et al. 2022, Bennett et al. 2017, Turner et al. 2003b). Em quarto lugar, evitamos o uso de pesos para cada variável devido à falta de evidências

robustas para estabelecer cada peso. É provável que a importância relativa das diferentes variáveis possa depender de vários fatores, incluindo o ecossistema, localização geográfica e contexto social, entre outros. Embora haja uma falta de dados para a região de estudo, é possível que a opinião de especialistas ou meta-análises possam fornecer informações valiosas para aplicar uma abordagem ponderada em avaliações futuras.

Nosso estudo pode orientar a escolha de áreas de nidificação importantes para o desenvolvimento de estudos populacionais em escala local. Nossos achados também podem ser usados para avaliar atividades antropogênicas específicas e a eficácia de quaisquer ações de conservação que possam ser implementadas no futuro. É essencial desenvolver ações de mitigação ou compensação para os impactos nas populações de tracajás, não apenas para o equilíbrio ecológico, mas também para o bem-estar humano, já que os tracajás são uma parte importante da cultura e dos hábitos alimentares das comunidades locais (Norris e Michalski 2013). Assim, as estratégias de conservação devem integrar o bem-estar humano da região, minimizando conflitos entre as diversas partes interessadas.

Agradecimentos

Somos gratos a Alvino Pantoja e Gilberto Souza dos Santos por sua assistência inestimável durante o trabalho de campo em 2019. Também somos gratos aos assistentes de campo, estudantes e voluntários que ajudaram a coletar dados durante as temporadas de nidificação anteriores. Gostaríamos de agradecer à Universidade Federal do Amapá e ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) por fornecerem suporte logístico; ao IBAMA pela autorização (permissão IBAMA/SISBIO 49632-1) para conduzir pesquisas na FLONA. Este estudo foi financiado pela Academia Nacional de Ciências dos Estados Unidos e pela Agência dos Estados Unidos para o Desenvolvimento Internacional através da Parceria para Pesquisa Avançada (<http://sites.nationalacademis.org/pga/peer/index.htm>), prêmio número AID-OAA-A11-00012 para Darren Norris e Fernanda Michalski.

Referências

- Alaniz, A. J.; Smith-Ramírez, C.; Rendón-Funes, A.; Hidalgo-Corrotea, C.; Carvajal, M. A.; Vergara, P. M. ; Fuentes, N. 2022. Multiscale spatial analysis of headwater vulnerability in South-Central Chile reveals a high threat due to deforestation and climate change. *Science of The Total Environment* 849, 157930.
- Anderson, E. P.; Osborne, T.; Maldonado-Ocampo, J. A.; Mills-Novoa, M.; Castello, L.; Montoya, M.; Encalada, A. C. ; Jenkins, C. N. 2019. Energy development reveals blind spots for ecosystem conservation in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment* 17, 521-529.
- Andrade, P. C. M.; de Oliveira, P. H. G.; de Lima, A. C.; da Mota Duarte, J. A.; da Silva Azevedo, S. H.; de Oliveira, A. B.; de Almeida, C. D.; da Silva, E. B.; Garcez, J. R.; da Silva Pinto, J. R.; da Silva, L. C. N.; Monteiro, M. S.; da Silva Rodrigues, W.; Anízio, T. L. F.; Pontes, A. L. B.; Teixeira, R. L.; da Silva, J. M.; Duncan, W. L. P. ; Vogt, R. C. 2022. Community-Based Conservation and Management of Chelonians in the Amazon. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10.
- Auber, A.; Waldock, C.; Maire, A.; Goberville, E.; Albouy, C.; Algar, A. C.; McLean, M.; Brind'Amour, A.; Green, A. L.; Tupper, M.; Vigliola, L.; Kaschner, K.; Kesner-Reyes, K.; Beger, M.; Tjiputra, J.; Toussaint, A.; Violle, C.; Mouquet, N.; Thuiller, W. ; Mouillot, D. 2022. A functional vulnerability framework for biodiversity conservation. *Nature Communications* 13, 4774.
- Bárcenas-García, A.; Michalski, F.; Gibbs, J. P. ; Norris, D. 2022. 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* 32, 508-522.
- Bárcenas-García, A.; Michalski, F.; Morgan, W. H.; Smith, R. K.; Sutherland, W. J.; Gibbs, J. P. ; Norris, D. 2021. Impacts of dams on freshwater turtles: a global review to identify conservation solutions. *bioRxiv*, 2021.2010.2021.465338.
- Bennett, N. J.; Roth, R.; Klain, S. C.; Chan, K.; Christie, P.; Clark, D. A.; Cullman, G.; Curran, D.; Durbin, T. J.; Epstein, G.; Greenberg, A.; Nelson, M. P.; Sandlos, J.; Stedman, R.; Teel, T. L.; Thomas, R.; Veríssimo, D. ; Wyborn, C. 2017. Conservation social science: Understanding and integrating human dimensions to improve conservation. *Biological Conservation* 205, 93-108.
- Campos-Silva, J. V.; Hawes, J. E.; Andrade, P. C. M. ; Peres, C. A. 2018. Unintended multispecies co-benefits of an Amazonian community-based conservation programme. *Nature Sustainability* 1, 650-656.
- Coway-Gomez, K. 2007. Effects of human settlements on abundance of *Podocnemis unifilis* and *P. expansa* turtles in Northeastern Bolivia. *Chelonian Conservation and Biology* 6, 199-205.
- de Filho, F. J. B. O. ; Metzger, J. P. 2006. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology* 21, 1061-1073.
- de Oliveira, I. A. P.; Norris, D. ; Michalski, F. 2015. Anthropogenic and seasonal determinants of giant otter sightings along waterways in the northern Brazilian Amazon. *Mammalian Biology* 80, 39-46.
- de Souza Alcântara, A.; da Silva, D. F. ; Pezzuti, J. C. B. 2013. Effects of the hydrological cycle and human settlements on the population status of *Podocnemis unifilis* (Testudines: Podocnemididae) in the Xingu River, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 12, 134-142.
- Escalona, T. ; Fa, J. E. 1998. Survival of nests of the terecay turtle (*Podocnemis unifilis*) in the Nichare-Tawadu rivers, Venezuela. *Journal of Zoology* 244, 303-312.

- Escalona, T.; Valenzuela, N. ; Adams, D. C. 2009. Nesting ecology in the freshwater turtle *Podocnemis unifilis*: spatiotemporal patterns and inferred explanations. *Functional Ecology* 23, 826-835.
- Fagundes, C. K.; Fath, F.; Côrtes, L. G.; Uhlig, V.; Andrade, P. C. M.; Vogt, R. C.; Pezzuti, J. C. B. ; De Marco Júnior, P. 2021. 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* 61, 125997.
- Fagundes, C. K.; Vogt, R. C.; de Souza, R. A. ; De Marco Jr, P. 2018. Vulnerability of turtles to deforestation in the Brazilian Amazon: Indicating priority areas for conservation. *Biological Conservation* 226, 300-310.
- Ferreira Junior, P. D. 2009. Efeitos de fatores ambientais na reprodução de tartarugas. *Acta Amazonica* 39, 319-334.
- Harju, E.; Sirén, A. H. ; Salo, M. 2018. Experiences from harvest-driven conservation: Management of Amazonian river turtles as a common-pool resource. *Ambio* 47, 327-339.
- Ippolito, A.; Sala, S.; Faber, J. H. ; Vighi, M. 2010. Ecological vulnerability analysis: A river basin case study. *Science of The Total Environment* 408, 3880-3890.
- Iverson, J. B. 1991. Patterns of survivorship in turtles (order Testudines). *Journal of Zoology* 69, 385-391.
- Johns, A. D. 1987. Continuing problems for Amazon river turtles. *Oryx* 21, 25-28.
- Junk, W. J.; Wittmann, F.; Schöngart, J. ; Piedade, M. T. F. 2015. A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. *Wetlands Ecology and Management* 23, 677-693.
- Kissling, W. D.; Walls, R.; Bowser, A.; Jones, M. O.; Kattge, J.; Agosti, D.; Amengual, J.; Basset, A.; van Bodegom, P. M.; Cornelissen, J. H. C.; Denny, E. G.; Deudero, S.; Egloff, W.; Elmendorf, S. C.; Alonso García, E.; Jones, K. D.; Jones, O. R.; Lavorel, S.; Lear, D.; Navarro, L. M.; Pawar, S.; Pirzl, R.; Rüger, N.; Sal, S.; Salguero-Gómez, R.; Schigel, D.; Schulz, K.-S.; Skidmore, A. ; Guralnick, R. P. 2018. Towards global data products of Essential Biodiversity Variables on species traits. *Nature Ecology & Evolution* 2, 1531-1540.
- Kottek, M.; Grieser, J.; Beck, C.; Rudolf, B. ; Rubel, F. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15, 259-263.
- Kukkala, A. S. ; Moilanen, A. 2013. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews* 88, 443-464.
- Lê, S.; Josse, J. ; Husson, F. 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software* 25, 1 - 18.
- Lovich, J. E.; Ennen, J. R.; Agha, M. ; Gibbons, J. W. 2018. Where Have All the Turtles Gone, and Why Does It Matter? *BioScience* 68, 771-781.
- Maffei, F. ; Da Silveirall, R. 2013. First record of multiple nests of yellow-spotted river turtle (*Podocnemis unifilis*) in a nest of black caiman (*Melanosuchus niger*) in Amazonia. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais* 8, 461-465.
- Moll, D. ; Moll, E. O. 2004. *The ecology, exploitation and conservation of river turtles*. Oxford University Press on Demand.
- Mollmann, V. H. d. S.; Santos, S.; Fernandes, G.; Mossolin, E. C.; Dalosto, M. M.; Cardoso, S. M. V. S.; Prestes, O. D.; Zanella, R. ; Bartholomei-Santos, M. L. 2022. Terrestrial protected areas do not fully shield their streams from exogenous stressors. *Environmental Conservation* 49, 215-224.
- Nogueira, J. G.; Teixeira, A.; Varandas, S.; Lopes-Lima, M. ; Sousa, R. 2021. Assessment of a terrestrial protected area for the conservation of freshwater biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31, 520-530.

- Norris, D. ; Michalski, F. 2013. Socio-economic and spatial determinants of anthropogenic predation on Yellow-spotted River Turtle, *Podocnemis unifilis* (Testudines: Pelomedusidae), nests in the Brazilian Amazon: Implications for sustainable conservation and management. *Zoologia* 30, 482-490.
- Norris, D.; Michalski, F. ; Gibbs, J. P. 2018a. Beyond harm's reach? Submersion of river turtle nesting areas and implications for restoration actions after Amazon hydropower development. *Peerj* 6, e4228.
- Norris, D.; Michalski, F. ; Gibbs, J. P. 2018b. Community involvement works where enforcement fails: conservation success through community-based management of Amazon river turtle nests. *Peerj* 6, e4856.
- Norris, D.; Michalski, F. ; Gibbs, J. P. 2020. Community based actions save Yellow-spotted river turtle (*Podocnemis unifilis*) eggs and hatchlings flooded by rapid river level rises. *Peerj* 8, e9921.
- Norris, D.; Peres, C. A.; Michalski, F. ; Gibbs, J. P. 2019. Prospects for freshwater turtle population recovery are catalyzed by pan-Amazonian community-based management. *Biological Conservation* 233, 51-60.
- Ojasti, J. 1996. Wildlife utilization in Latin America: current situation and prospects for sustainable management: Food & Agriculture Org.
- Páez, V. P.; Lipman, A.; Bock, B. C. ; Heppell, S. S. 2015. A plea to redirect and evaluate conservation programs for South America's Podocnemidid River Turtles. *Chelonian Conservation and Biology* 14, 205-216.
- Peres, C. A.; Barlow, J. ; Laurance, W. F. 2006. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* 21, 227-229.
- Pettorelli, N.; Schulte to Bühne, H.; Tulloch, A.; Dubois, G.; Macinnis-Ng, C.; Queirós, A. M.; Keith, D. A.; Wegmann, M.; Schrod, F.; Stellmes, M.; Sonnenschein, R.; Geller, G. N.; Roy, S.; Somers, B.; Murray, N.; Bland, L.; Geijzendorffer, I.; Kerr, J. T.; Broszeit, S.; Leitão, P. J.; Duncan, C.; El Serafy, G.; He, K. S.; Blanchard, J. L.; Lucas, R.; Mairota, P.; Webb, T. J. ; Nicholson, E. 2018. Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges and way forward. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 4, 71-93.
- Pezzuti, J. C. B.; Lima, J. P.; da Silva, D. F. ; Begossi, A. 2010. Uses and Taboos of Turtles and Tortoises along Rio Negro, Amazon Basin. *Journal of Ethnobiology* 30, 153-168.
- Pimid, M.; Mohd Nasir, M. R.; Krishnan, K. T.; Chambers, G. K.; Ahmad, A. G. ; Perijin, J. 2022. Understanding Social Dimensions in Wildlife Conservation: Multiple Stakeholder Views, Vol. 12, Animals.
- Quigley, T. M.; Haynes, R. W. ; Hann, W. J. 2001. Estimating ecological integrity in the interior Columbia River basin. *Forest Ecology and Management* 153, 161-178.
- Quintana, I.; Norris, D.; Valerio, A.; Becker, F.; P Gibbs, J. ; Michalski, F. 2019. Nest removal by humans creates an evolutionary trap for Amazonian freshwater turtles. *Journal of Zoology* 309, 94-105.
- Refsnider, J. M. ; Janzen, F. J. 2010. Putting eggs in one basket: Ecological and evolutionary hypotheses for variation in oviposition-site choice. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41, 39-57.
- Rhodin, A. G. I.; Stanford, C. B.; van Dijk, P. P.; Eisemberg, C.; Luiselli, L.; Mittermeier, R. A.; Hudson, R.; Horne, B. D.; Goode, E. V.; Kuchling, G.; Walde, A.; Baard, E. H. W.; Berry, K. H.; Bertolero, A.; Blanck, T. E. G.; Bour, R.; Buhlmann, K. A.; Cayot, L. J.; Collett, S.; Currylow, A.; Das, I.; Diagne, T.; Ennen, J. R.; Forero-Medina, G.; Frankel, M. G.; Fritz, U.; García, G.; Gibbons, J. W.; Gibbons, P. M.; Shiping, G.; Guntoro, J.; Hofmeyr, M. D.; Iverson, J. B.; Kiester, A. R.; Lau, M.; Lawson, D. P.; Lovich, J. E.; Moll, E. O.; Paéz, V.; Palomo-Ramos, R.; Platt, K.; Platt, S. G.; Pritchard, P. C. H.; Quinn, H. R.; Rahman, S. C.; Randrianjafizanaka, S. T.; Jason Schaffer41; Selman, W.; Shaffer, H. B.; Sharma, D. S. K.; Haitao, S.; Singh, S.; Sspencer, R.; Stannard, K.; Sutcliffe, S.; Thomson, S. ; Vogt, R. C.

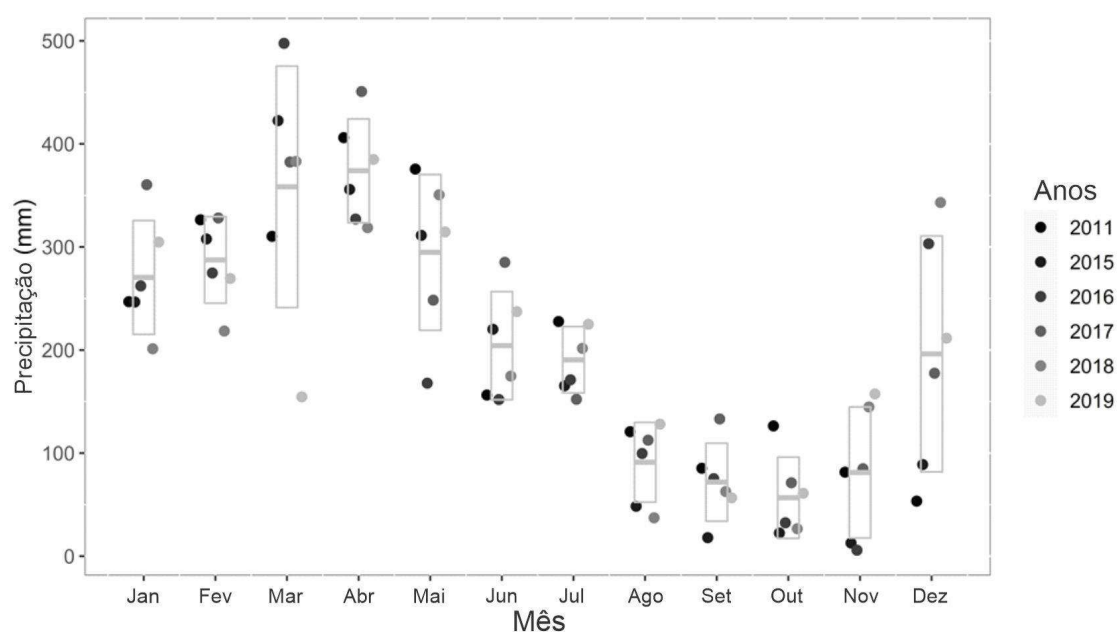
2018. Global conservation status of turtles and tortoises (order Testudines). *Chelonian Conservation and Biology* 17, 135-161.
- Ríos-Saldaña, C. A.; Delibes-Mateos, M. ; Ferreira, C. C. 2018. Are fieldwork studies being relegated to second place in conservation science? *Global Ecology and Conservation* 14, e00389.
- Rivera, C. J.; Macey, S. K.; Blair, M. E. ; Sterling, E. J. 2021. Assessing ecological and social dimensions of success in a community-based sustainable harvest program. *Environmental Management* 67, 731-746.
- Santos, D. R. 2013. First nesting record of *Podocnemis unifilis* Troschel, 1848 (Testudines, Podocnemididae) in a pasture area in the Municipality of Montes Claros de Goiás, Brazil. *Revista Sapiência: sociedade, saberes e praricas educacionais*. 2, 29-37.
- Smith, N. J. H. 1979. Aquatic turtles of Amazonia: an endangered resource. *Biological Conservation*, 165–176.
- Stanford, C. B.; Iverson, J. B.; Rhodin, A. G. J.; van Dijk, P. P.; Mittermeier, R. I. A.; Kuchling, G.; Berry, K. H.; Bertolero, A.; Bjorndal, K. A. ; Blanck, T. E. G. 2020. Turtles and tortoises are in trouble. *Current Biology* 30, R721-R735.
- Thorbjarnarson, J. B.; Perez N. ; T., E. 1993. Nesting of *Podocnemis unifilis* in the Capanaparo river, Venezuela. *Journal of Herpetology* 27, 344-347.
- Tian, Y.; Wen, Z.; Zhang, X.; Cheng, M. ; Xu, M. 2022. Exploring a multisource-data framework for assessing ecological environment conditions in the Yellow River Basin, China. *Science of The Total Environment* 848, 157730.
- Törnblom, J.; Degerman, E. ; Angelstam, P. 2011. Forest proportion as indicator of ecological integrity in streams using Plecoptera as a proxy. *Ecological Indicators* 11, 1366-1374.
- Tregidgo, D. J.; Barlow, J.; Pompeu, P. S.; de Almeida Rocha, M. ; Parry, L. 2017. Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114, 8655-8659.
- Turner, B. L.; Kasperson, R. E.; Matson, P. A.; McCarthy, J. J.; Corell, R. W.; Christensen, L.; Eckley, N.; Kasperson, J. X.; Luers, A. ; Martello, M. L. 2003a. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100, 8074-8079.
- Turner, B. L.; Matson, P. A.; McCarthy, J. J.; Corell, R. W.; Christensen, L.; Eckley, N.; Hovelsrud-Broda, G. K.; Kasperson, J. X.; Kasperson, R. E. ; Luers, A. 2003b. Illustrating the coupled human–environment system for vulnerability analysis: three case studies. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100, 8080-8085.
- Wu, J.; Li, P.; Wang, D.; Ren, X. ; Wei, M. 2020. Statistical and multivariate statistical techniques to trace the sources and affecting factors of groundwater pollution in a rapidly growing city on the Chinese Loess Plateau. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 26, 1603-1621.
- Ziesler, R. ; Ardizzone, G. D. 1979. Amazon River System, The Inland waters of Latin America: Food and Agriculture Organization of the United Nations, COPESCAL, Doc. Téc./COPESCAL Tech.Pap.

Informação complementar

S1

Precipitação. Séries históricas de precipitação obtidas na estação meteorológica de Serra de Navio (id: 8052000), disponíveis no banco de dados virtual da Agência Nacional de Águas (ANA - <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>).

Figura S1. Tendências mensais na precipitação durante os anos de amostragem. Os diagramas de caixa mostram as médias e limites de confiança de 95% estimados por meio de bootstrap não paramétrico.



Hierarchical Clustering on Principle Components (HCPC)

A técnica de Agrupamento Hierárquico em Componentes Principais (HCPC) é uma ferramenta versátil que pode ser utilizada para identificar grupos de pontos de dados em diversas aplicações. O HCPC é uma técnica bem estabelecida e amplamente utilizada em análises de vulnerabilidade ecológica e ambiental (Wu et al. 2020, Alaniz et al. 2022, Tian et al. 2022). Ele combina dois conceitos fundamentais: Análise de Componentes Principais (principal component analysis - PCA) e agrupamento hierárquico, para explorar e agrupar eficientemente dados com estruturas complexas. Este método é particularmente útil para descobrir padrões subjacentes e relacionamentos em conjuntos de dados de alta dimensão. O HCPC funciona aplicando primeiro a PCA aos dados para reduzir a dimensionalidade e identificar as dimensões subjacentes mais importantes. Em seguida, aplica-se o clustering hierárquico aos componentes principais para identificar clusters de pontos de dados que são similares em termos dessas dimensões.

A Análise de Componentes Principais é uma técnica de redução de dimensionalidade que transforma dados de alta dimensão em um espaço de menor dimensão, mantendo as informações mais importantes (Vaughan & Ormerod 2005, Greenacre et al. 2022). Em resumo, a PCA transforma um conjunto de variáveis correlacionadas em um conjunto menor de variáveis não correlacionadas, chamadas de componentes principais. Ela faz isso identificando os componentes principais, que são combinações lineares dos recursos originais que capturam a máxima variância nos dados (Greenacre et al. 2022). Os componentes principais são ordenados de forma que o primeiro componente principal explique a maior variância nos dados, e os componentes principais subsequentes expliquem quantidades decrescentes de variância.

O HCPC aproveita a PCA para reduzir a dimensionalidade do conjunto de dados, tornando-o computacionalmente mais eficiente e reduzindo o impacto de ruído ou características irrelevantes. O clustering hierárquico visa organizar pontos de dados em um dendrograma. O clustering hierárquico não requer um número predeterminado de clusters. Em vez disso, ele organiza os pontos de dados em uma hierarquia onde pontos de dados individuais inicialmente formam clusters distintos, e esses clusters são progressivamente mesclados em clusters maiores com base em sua similaridade.

O pacote R FactoMineR fornece uma estrutura integrada e reprodutível para implementar diversos tipos de HCPC (Lê et al. 2008). Os detalhes são fornecidos em outro lugar (Lê et al. 2008), mas, em resumo, isso inclui aplicar a PCA ao conjunto de dados para reduzir sua dimensionalidade. Em seguida, é realizado o clustering hierárquico no conjunto de dados reduzido. O resultado é um dendrograma que mostra como os pontos de dados são agrupados em diferentes níveis de granularidade. O dendrograma é então analisado para determinar o número ideal de clusters. Finalmente, os pontos de dados são atribuídos a clusters com base na análise do dendrograma. Realizamos todas as análises usando as configurações padrão das funções do pacote. Os resultados foram então mapeados para priorizar ações de vulnerabilidade e restauração.

Fig. S2

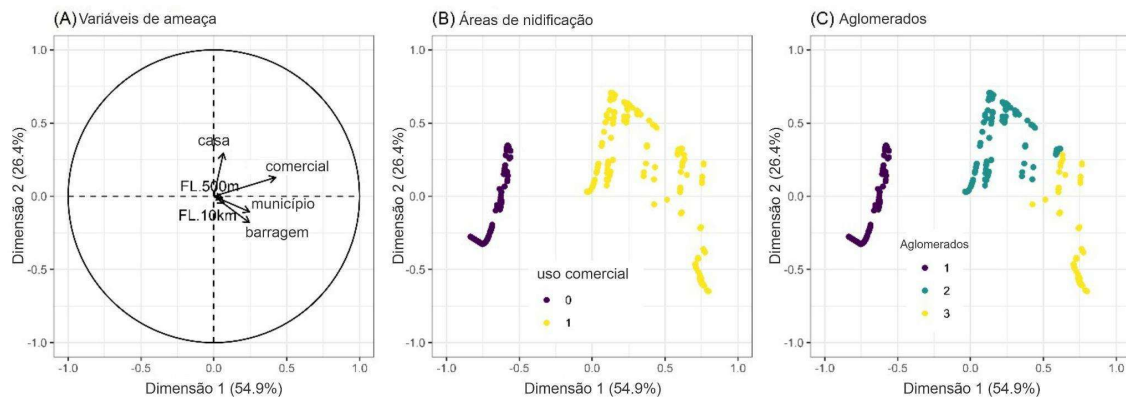


Figura S2. Agrupamento Hierárquico em Componentes Principais (HCPC) da vulnerabilidade das áreas de nidificação. Mostrando a distribuição no espaço de coordenadas principais de (A) vulnerabilidade às variáveis de ameaça, (B) áreas de nidificação e (C) grupos identificados. Consulte o texto principal para definições das variáveis de vulnerabilidade.

Referências

- ALANIZ, A. J., C. SMITH-RAMÍREZ, A. RENDÓN-FUNES, C. HIDALGO-CORROTEA, M. A. CARVAJAL, P. M. VERGARA, & N. FUENTES. 2022. Multiscale spatial analysis of headwater vulnerability in South-Central Chile reveals a high threat due to deforestation and climate change. *Science of The Total Environment* 849: 157930.
- GREENACRE, M., P. J. F. GROENEN, T. HASTIE, A. I. D'ENZA, A. MARKOS, & E. TUZHILINA. 2022. Principal component analysis. *Nature Reviews Methods Primers* 2: 100.
- LÊ, S., J. JOSSE, & F. HUSSON. 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software* 25: 1 - 18.
- TIAN, Y., Z. WEN, X. ZHANG, M. CHENG, & M. XU. 2022. Exploring a multisource-data framework for assessing ecological environment conditions in the Yellow River Basin, China. *Science of The Total Environment* 848: 157730.
- VAUGHAN, I. P., & S. J. ORMEROD. 2005. METHODOLOGICAL INSIGHTS: Increasing the value of principal components analysis for simplifying ecological data: a case study with rivers and river birds. *Journal of Applied Ecology* 42: 487-497.
- WU, J., P. LI, D. WANG, X. REN, & M. WEI. 2020. Statistical and multivariate statistical techniques to trace the sources and affecting factors of groundwater pollution in a rapidly growing city on the Chinese Loess Plateau. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 26: 1603-1621.