



UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIODIVERSIDADE, EVOLUÇÃO E
MEIO AMBIENTE



Isabel Reis Baltazar

Reprodução e viabilidade populacional *ex situ* de Psitacídeos
brasileiros: integrando dados de zoológicos, comércio
internacional e status de conservação

Ouro Preto

2026

Isabel Reis Baltazar

Reprodução e viabilidade populacional *ex situ* de Psitacídeos
brasileiros: integrando dados de zoológicos, comércio
internacional e status de conservação

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Cristiano Schetini de Azevedo

Coorientadora: Dra. Gabriela de Araújo Porto Ramos

Ouro Preto

2026



FOLHA DE APROVAÇÃO

Isabel Reis Baltazar

Reprodução e viabilidade populacional *ex situ* de psitacídeos brasileiros: integrando dados de zoológicos, comércio internacional e status de conservação

Monografia apresentada ao Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas

Aprovada em 15 de março de 2026

Membros da banca

Dr. Cristiano Schetini de Azevedo – Presidente da banca - Universidade Federal de Ouro Preto
Dr. Talys Assumpção Jardim - Universidade Federal de Ouro Preto
Dra. Maria Rita Silverio Pires - Universidade Federal de Ouro Preto

Cristiano Schetini de Azevedo, orientador do trabalho, aprovou a versão final e autorizou seu depósito na Biblioteca Digital de Trabalhos de Conclusão de Curso da UFOP em 15/03/2026



Documento assinado eletronicamente por **Cristiano Schetini de Azevedo**, PROFESSOR DE MAGISTERIO SUPERIOR, em 15/03/2026, às 06:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufop.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1064239** e o código CRC **A2A2F497**.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), pelo ensino de qualidade e por todos os momentos especiais que experienciei durante a minha graduação. À bolsa PIP, pela oportunidade fundamental de tornar este projeto realidade.

Ao meu orientador, Cristiano, por toda a paciência, apoio e carinho desde o início. Sou muito grata por cada ensinamento; foi um prazer realizar esta monografia sob sua orientação. À minha coorientadora, Gabriela, por todo o suporte e orientação do início ao fim. Agradeço também a Luiza e Ivana por toda a contribuição para que este projeto se tornasse real.

Aos meus professores, pelos ensinamentos e conselhos, com especial carinho ao Prof. Dr. Marco Antônio, à Prof.^a Dra.^a Alessandra Kozovits, à Prof.^a Dra.^a Livia Echternacht e ao Prof. Dr. Fábio. À CAIN, pela oportunidade de aprendizado e a todos com quem compartilhei vivências e saberes.

À minha mãe, Kátia, por ter me dado a oportunidade de estudar e vivenciar a universidade e a cidade onde a senhora estudou há mais de 40 anos. Sem o seu apoio, carinho e presença, eu não teria chegado tão longe. Ao meu pai, João Batista (*In memoriam*), tenho certeza de que acompanhou toda essa jornada de longe e está orgulhoso de mim. Ao meu irmão, Gabriel, por ser o melhor amigo que eu poderia ter.

Aos meus amores eternos, que são a minha força: ao meu cachorro Brigadeiro (*In memoriam*), ao meu gato Flocos (*In memoriam*) e ao meu gato Jiji.

Ao grupo musical BTS, cujas letras e trajetória me acompanharam em todos os momentos, desde o ensino médio até aqui.

Às minhas irmãs de coração, Grazielle e Patrícia, minhas inspirações pra vida. À minha amiga Laene, obrigada por todos os conselhos e por todos os momentos que trilhamos até aqui; nossa amizade é para sempre. À minha amiga Camilla, por ser uma grande amiga que levarei de Ouro Preto para a vida. À minha amiga Isabelle, por me acompanhar desde o ensino fundamental até o sempre. Às minhas amigas Amanda, Bárbara e Júlia, por terem sido as

melhores companhias que eu poderia pedir. Às minhas amigas Rayane e Sara, por serem presentes que Ouro Preto me proporcionou. Às minhas melhores amigas que o curso me proporcionou, Yasmin e Rafaelle. Às queridas com quem tive o prazer de dividir o apartamento, Ana Luiza, Maria Fernanda e Camila.

Às famílias Reis Dutra e Baltazar, por todo o apoio e carinho.

Às minhas psicólogas, Junia e Érica, e à minha psiquiatra, Laira, por todo o suporte fundamental durante esta caminhada.

Por fim, a todos que, assim como eu, fazem parte do Transtorno do Espectro Autista (TEA): nossa existência por si só já é resistência. Dedico este trabalho à Isabel do ensino médio, que um dia não acreditou que chegaria até aqui.

“I’m different, not less.” – Temple Grandin

RESUMO

Os zoológicos são frequentemente considerados componentes estratégicos da conservação *ex situ* de espécies ameaçadas, especialmente para grupos altamente pressionados pelo tráfico e pela perda de habitat, como os psitacídeos. No entanto, avaliações quantitativas integradas sobre a efetividade desses programas em promover populações demograficamente sustentáveis ainda são escassas. Este estudo avaliou a contribuição dos zoológicos para a manutenção e reprodução *ex situ* de espécies brasileiras da família Psittacidae ao longo de duas décadas (2004–2024), integrando dados demográficos do ZIMS, registros de comércio internacional da CITES e categorias de ameaça da IUCN. Foram analisados padrões temporais de nascimentos, variação populacional líquida per capita (NetChange_pc), razão sexual e volume de comércio internacional. Modelos lineares generalizados mistos e modelos aditivos mistos generalizados foram utilizados para testar hipóteses relacionadas ao crescimento populacional, ao efeito do grau de ameaça, à influência da razão sexual e à relação entre ameaça e comércio. Os resultados indicaram ausência de crescimento demográfico consistente das populações *ex situ*, com tendência temporal negativa nas taxas de nascimento e NetChange_pc próximo de zero ou negativo para a maioria das espécies, frequentemente sustentado por aquisições e não por reprodução. Não foi observado maior sucesso reprodutivo em espécies mais ameaçadas. A razão sexual influenciou significativamente a dinâmica populacional, com valores mais favoráveis associados a proporções próximas ao equilíbrio, embora com efeitos não lineares. Observou-se ainda uma relação inversa entre grau de ameaça e volume de comércio internacional, concentrado principalmente em espécies menos ameaçadas. Em conjunto, os resultados sugerem que, embora os zoológicos desempenhem papel relevante na manutenção *ex situ* de psitacídeos, sua contribuição para a conservação por meio do crescimento populacional autossustentável permanece limitada e heterogênea, reforçando a necessidade de estratégias integradas de manejo, bem-estar, planejamento genético e regulação do comércio.

Palavras-chave: comércio, conservação *ex-situ*, papagaios, sucesso reprodutivo, zoológicos.

ABSTRACT

Zoos are often regarded as strategic components of *ex situ* conservation, particularly for taxa heavily affected by habitat loss and wildlife trade, such as parrots. However, quantitative and integrative assessments of their effectiveness in sustaining demographically viable populations remain limited. This study evaluated the contribution of zoos to the *ex situ* maintenance and reproduction of Brazilian Psittacidae species over a 20-year period (2004–2024), integrating demographic data from ZIMS, international trade records from CITES, and extinction risk categories from the IUCN Red List. Temporal patterns of births, per capita net population change (NetChange_pc), sex ratio, and international trade volume were analysed. Generalized linear mixed models and generalized additive mixed models were applied to test hypotheses related to population growth, threat level effects, sex ratio influences, and the relationship between extinction risk and trade intensity. Results revealed no consistent demographic growth of *ex situ* populations, with a negative temporal trend in birth rates and NetChange_pc values close to zero or negative for most species, often maintained through acquisitions rather than reproduction. No evidence was found that more threatened species exhibited higher reproductive success under captive management. Sex ratio significantly influenced population dynamics, with more favourable outcomes associated with near-balanced proportions, although effects were non-linear. In addition, an inverse relationship between extinction risk and international trade volume was detected, with trade concentrated primarily in less threatened species. Overall, the findings indicate that while zoos play an important role in the *ex situ* maintenance of Psittacidae, their contribution to conservation through self-sustaining population growth remains limited and uneven among species, highlighting the need for integrated strategies encompassing demographic management, animal welfare, genetic planning, and trade regulation.

Keywords: *ex-situ* conservation, parrots, trade, reproductive success, zoos.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Número de nascimentos por gênero de *Psittacidae* entre 2004 e 2024, organizado segundo as categorias de ameaça da IUCN (Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR); Extinta na Natureza (EW)). Cada painel representa um gênero, com linhas individuais para cada espécie pertencente a esse gênero. A linha pontilhada indica a média anual de nascimentos do gênero. Para gêneros com apenas uma espécie, a linha pontilhada coincide com a linha contínua, uma vez que a média corresponde exatamente ao valor da única espécie.....**31**

Figura 2: Número anual de nascimentos registrados de espécies da família *Psittacidae*, entre 2004 e 2024, agrupados pelas categorias de ameaça da IUCN. As barras mostram as tendências temporais de reprodução ao longo dos anos, permitindo visualizar diferenças no esforço ou no sucesso reprodutivo entre espécies classificadas como Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR); Extinta na Natureza (EW).....**32**

Figura 3: Distribuição do NetChange per capita (NetChange_pc) das espécies de *Psittacidae* incluídas no estudo. Cada caixa representa o intervalo interquartil (25–75%) da variação populacional anual per capita, a linha horizontal indica a mediana, e os limites dos bigodes correspondem a $1,5 \times$ o intervalo interquartil. Valores extremos fora desse intervalo foram removidos para melhorar a visualização. As cores dos boxplots indicam a categoria de ameaça, segundo a Lista Vermelha da IUCN, de cada espécie, e as espécies no eixo x estão agrupadas de acordo com seu status de ameaça (Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR); Extinta na Natureza (EW)).....**34**

Figura 4: Trajetórias temporais da variação líquida populacional per capita (NetChange_pc) para os gêneros de *Psittacidae* entre 2004 e 2024. Os pontos representam os valores observados, e as linhas contínuas indicam os ajustes obtidos pelos modelos GAM para cada espécie. As áreas sombreadas correspondem aos intervalos de confiança de 95% das estimativas suavizadas. A cor das linhas e dos pontos indica o grau de ameaça segundo a IUCN (Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente

em Perigo (CR); Extinta na Natureza (EW)).....43

Figura 5: Taxas anuais de natalidade, mortalidade, aquisições e variação líquida (NetChange_pc) agregadas por gênero de Psittacidae entre 2004 e 2024. Cada painel representa um gênero distinto, com linhas coloridas indicando as diferentes taxas: laranja = taxa de natalidade, vermelha = taxa de mortalidade, azul = taxa de aquisições, preta = variação líquida (NetChange_pc). Os valores são expressos em percentagem relativa ao total de indivíduos do ano anterior, o que permite visualizar como os diferentes processos demográficos contribuem para a dinâmica populacional de cada gênero.....50

Figura 6: Efeitos previstos da razão sexual e das categorias de conservação da IUCN sobre o NetChange (%). Esquerda: efeito suave da razão sexual (SexRatio = Machos / Total) sobre o NetChange previsto pelo GAMM, com linha sólida representando a previsão e área sombreada representando o intervalo de confiança de 95%. Direita: efeito das categorias da IUCN sobre o NetChange previsto, com pontos representando a previsão do GAMM e barras de erro, o intervalo de confiança de 95%. Categorias IUCN: Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR); Extinta na Natureza (EW).....52

Figura 7: Comércio previsto de papagaios por região. (A) Comércio previsto por região importadora. (B) Comércio previsto por região exportadora. Os valores foram ajustados por nível de ameaça da IUCN, tamanho da população em cativeiro, finalidade do comércio (purpose), origem (source) e ano, com base no modelo GAMM. Os pontos representam a predição ajustada do modelo (log-transformada) para cada região, e a linha indica a média do comércio ajustado pelo modelo.....53

Figura 8: Efeitos das categorias Purpose (A) e Source (B) sobre o comércio previsto de Psittaciformes (log) ajustado pelo modelo GAMM. Os valores previstos consideram os efeitos médios das demais variáveis do modelo (população cativa, regiões de importação e exportação, ano e nível de ameaça da IUCN). Siglas de Purpose (objetivo da transação): B = Breeding in captivity or artificial propagation; E = Educational; G = Botanical garden; H = Hunting trophy; L = Law enforcement/judicial/forensic; M = Medical (including biomedical research); N = Reintroduction or introduction into the wild; P = Personal; Q = Circus or travelling exhibition; S = Scientific; T = Commercial; Z = Zoo. Siglas de Source (origem do espécime): A = Plants

artificially propagated; C = Animals bred in captivity; D = Appendix-I animals/plants bred in captivity for commercial purposes; F = Animals born in captivity (F1+) not fulfilling 'bred in captivity'; I = Confiscated/seized specimens; O = Pre-Convention specimens; R = Ranched specimens; U = Source unknown; W = Taken from the wild; X = Marine specimens not under state jurisdiction; Y = Plants fulfilling “assisted production” criteria.....55

Figura 9: Curvas temporais previstas do comércio de espécies de papagaios por categoria de risco da IUCN e por tipo de comércio. As linhas representam as previsões do modelo GAMM para cada ano, separadas em comércio de importação (azul) e de exportação (vermelho). As faixas sombreadas indicam os intervalos de confiança de 95% da previsão. Cada painel corresponde a uma categoria de risco da IUCN. Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR); Extinta na Natureza (EW).....56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Espécies brasileiras de Psittacidae listadas no site da IUCN (IUCN, 2024), segundo diferentes categorias de ameaça: LC = Menos Preocupante; NT = Quase Ameaçado; VU = Vulnerável; EN = Em Perigo; CR = Criticamente em Perigo e EW = Extinta na Natureza. Os apêndices 1 e 2 referem-se ao grau de proteção estabelecido pela CITES: o Apêndice 1 inclui espécies ameaçadas de extinção, cujo comércio é permitido apenas em circunstâncias excepcionais, enquanto o Apêndice 2 abrange espécies não necessariamente ameaçadas, mas cujo comércio deve ser controlado para evitar utilizações incompatíveis com a sua sobrevivência. A sigla N/A (*not evaluated*) indica espécies não listadas nos apêndices da CITES.....**21**

Tabela 2: Equações utilizadas para a estimativa das métricas demográficas de psitacídeos mantidos em cativeiro. Os cálculos assumem que os eventos demográficos (nascimentos, mortes, aquisições e disposições) ocorreram ao longo do ano t , afetando a população inicial do ano anterior ($t-1$).....**28**

Tabela 3: Coeficientes do modelo misto de regressão binomial negativa (GLMM) para nascimentos de Psittacidae em zoológicos (2004–2024), por categoria de ameaça da IUCN: Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR) e Extinta na Natureza (EW). O intercepto corresponde às espécies Criticamente em perigo (CR) no ano médio de 2014 ($Year_c = 0$), com número total de indivíduos padronizado no offset ($Total = 1$). O efeito $Year_c$ representa a variação anual padronizada em relação a 2014, permitindo avaliar tendências ao longo do período. Valores significativos ($p < 0,05$) estão destacados em negrito. A coluna IRR (Incidence Rate Ratio) indica a razão de nascimentos por unidade do preditor, com IC de 95%. Espécies Extintas na Natureza (EW) foram excluídas dada a ausência de indivíduos reprodutores.....**32**

Tabela 4: Estatística descritiva do NetChange per capita ($NetChange_{pc}$) das espécies de Psittacidae incluídas no estudo. A tabela apresenta o número de anos avaliados (n), a média, a

mediana, o desvio padrão (SD), o valor mínimo (min) e o valor máximo (max) do NetChange_pc para cada espécie, separadas por categoria de ameaça de extinção da IUCN (EW: Extinta na natureza; CR: Criticamente em perigo; EN: Em perigo; VU: Vulnerável; NT: Quase ameaçada; LC: Pouco preocupante).....**34**

Tabela 5: Estatísticas descritivas das taxas de natalidade, mortalidade, aquisições e da variação líquida per capita (NetChange_pc) para espécies de Psittacidae, apresentadas como média ± desvio padrão (SD). Categorias IUCN: Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR); Extinta na Natureza (EW).....**44**

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	15
1.1 Hipóteses	19
2. OBJETIVOS	20
2.1 Objetivo Geral.....	20
2.2 Objetivos Específicos.....	20
3. METODOLOGIA.....	20
3.1 Base de Dados e Período de Estudo.....	20
3.2 Seleção de Espécies.....	21
3.3 Análise de Dados.....	26
3.3.1 Dinâmica populacional in situ.....	26
3.3.2 Comercialização e a relação entre o grau de ameaça.....	29
4. RESULTADOS	31
5. DISCUSSÃO	57
6. CONCLUSÃO	66
7. REFERÊNCIAS	67

1. INTRODUÇÃO

A diversidade biológica refere-se à variabilidade de todos os organismos vivos, abrangendo a pluralidade genética intra- e interespecífica, bem como a heterogeneidade entre ecossistemas (Brasil, 2000). A partir da Revolução Industrial, no século XVIII, o rápido crescimento populacional e a intensificação das atividades econômicas aceleraram as mudanças na estrutura e na composição dos ecossistemas (Zhang; Zhou, 2019). O relatório recente da Plataforma Intergovernamental de Políticas Científicas sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES, do inglês *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*) e do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, do inglês *Intergovernmental Panel on Climate Change*) evidencia essa transformação, indicando que 77% da superfície terrestre (exceto a Antártica) apresenta algum grau de ocupação e de modificação antrópica (Pörtner et al., 2021). Globalmente, a perda de biodiversidade é impulsionada principalmente pela conversão e fragmentação de habitats, pela exploração direta de espécies, pelas mudanças climáticas e pela introdução de espécies exóticas invasoras (Balvanera et al., 2019).

No Brasil, esses processos são altamente significativos: até 1985, a perda de áreas naturais correspondia a 20% do território nacional. Nos 39 anos seguintes, as modificações antrópicas foram responsáveis pela conversão de mais 13% do território, cerca de 110 milhões de hectares, totalizando 33% do território já antropizado até 2023 (MapBiomass, 2025). De forma contraditória, o Brasil é o país com a maior biodiversidade do mundo, distribuída entre seus seis biomas terrestres e seus três ecossistemas marinhos. Essa variedade de zonas biogeográficas e ecossistemas abriga mais de 20% do total de espécies do planeta, com cerca de 124 mil espécies de fauna, mais de 44 mil espécies de flora e mais de 8 mil espécies de fungos (Brasil, 2025a; Brasil, 2025b). Entre os vertebrados, o Brasil destaca-se por sua expressiva avifauna, com 1.979 espécies registradas, das quais 293 são endêmicas, sendo um dos países de maior diversidade de aves no mundo, especialmente em grupos sensíveis às alterações antrópicas, como os Psittacidae (Brasil, 2025c).

Os Psittacidae, família que inclui araras, maritacas, papagaios e periquitos, são particularmente vulneráveis à perda e fragmentação de habitat, bem como à captura, frequentemente destinada ao comércio ilegal de fauna silvestre (ICMBio, 2017). Essa sensibilidade resulta de características biológicas e comportamentais. De maneira geral, apresentam monogamia e alta longevidade, formando pares estáveis ao longo da vida. Contudo,

essas características tornam a reposição populacional lenta e, como a maturidade sexual é tardia, os indivíduos podem levar anos até iniciarem a reprodução (Forshaw, 2010). A reprodução é fortemente sazonal, ocorrendo principalmente entre agosto e fevereiro, e eventos climáticos adversos e alterações na disponibilidade de alimentos podem atrasar ou interromper o ciclo reprodutivo anual (Sick, 1997). Soma-se a isso a baixa taxa reprodutiva: os Psittacidae possuem ninhadas pequenas e investem fortemente no cuidado parental, já que a prole nasce altamente dependente (sem penas, cegos e necessitando de alimentação constante) (Snyder et al., 2000). A sobrevivência da prole é reduzida devido à elevada sensibilidade dos ninhos à predação, bem como à variabilidade climática e às alterações no regime de chuvas, fatores que aumentam a mortalidade dos filhotes durante o período no ninho (Renton; Salinas-Melgoza, 2004).

Outro fator crítico é a alta especificidade do habitat, sobretudo para nidificação. A maioria das espécies utiliza cavidades amplas em árvores maduras ou mortas, um recurso naturalmente escasso, ainda mais em ambientes degradados, sujeitos a incêndios ou desmatamento (Sick, 1997). Isso resulta em competição intensa por ocos, impedindo que muitos indivíduos sexualmente maduros se reproduzam (Cockle et al., 2011). Além disso, a alta fidelidade a sítios reprodutivos dificulta a recolonização de áreas alteradas ou degradadas (ICMBio, 2017).

A popularidade dessas aves, associada à coloração atrativa e à habilidade de imitar sons e a fala humana, impulsiona a demanda por fauna no comércio ilegal, tanto no cenário interno quanto no externo (Wright et al., 2001; Pires, 2012). A ação do tráfico é facilitada pela vulnerabilidade natural dos filhotes, que permanecem por longos períodos no ninho e são altamente dependentes, tornando-os alvos fáceis ao longo da estação reprodutiva (Snyder et al., 2000). Como resultado, essa atividade é responsável pela captura de centenas de filhotes durante o período reprodutivo (ICMBio, 2017).

Durante o processo de captura, transporte e comercialização, muitos indivíduos morrem, pois não resistem aos maus-tratos e às condições precárias a que são submetidos (Rentas, 2001). Assim, a retirada de filhotes e adultos do habitat natural impede que esses indivíduos alcancem a maturidade sexual ou contribuam para a reprodução, exacerbando a já lenta reposição populacional e intensificando o declínio das espécies afetadas (ICMBio, 2017).

Em conjunto, esses fatores (maturidade sexual tardia, baixa taxa reprodutiva, vulnerabilidade da prole, especificidade de habitat e a comercialização ilegal) resultam em recuperação populacional lenta após declínios, tornando o grupo particularmente sensível a

pressões ambientais e antrópicas (Owens; Bennett, 2000; Pires, 2012). Dada a gravidade e o caráter transnacional dessas ameaças, reforça-se a necessidade de estratégias de conservação integradas, aliando ações *in situ* às iniciativas *ex situ* desenvolvidas por instituições zoológicas, apoiadas por ferramentas científicas adequadas e por organizações internacionais responsáveis pela gestão global dessas populações.

Os zoológicos têm potencial significativo para contribuir com a conservação *ex situ* de espécies e ecossistemas. Segundo a WAZA (2024), os zoológicos possuem papel estratégico, devido ao seu alcance social, poder sobre políticas públicas e capacidade de mobilização de recursos financeiros. Adicionalmente, essas instituições recebem centenas de milhões de visitantes anualmente, o que amplia significativamente seu potencial de atuação na conservação da biodiversidade, na educação ambiental e no engajamento público (WAZA, 2024). Em razão desse amplo alcance, os zoológicos desempenham funções relevantes ao desenvolver programas de reprodução em cativeiro para espécies ameaçadas, visando manter a diversidade genética e assegurar populações demograficamente estáveis, capazes de subsidiar futuras reintroduções na natureza, isto é, a liberação planejada de indivíduos em áreas onde a espécie foi extinta localmente (Miranda et al., 2023). Além disso, atuam como centros de pesquisa ao produzir conhecimento sobre biologia, comportamento, saúde e bem-estar de animais silvestres, em parceria com instituições acadêmicas, contribuindo para o aprimoramento do gerenciamento de espécies silvestres (Fátima, 2024).

Os zoológicos também desempenham papel fundamental na educação ambiental, oferecendo iniciativas que ampliam o conhecimento do público em geral sobre a conservação da biodiversidade e promovem conexões entre os visitantes e os animais, podendo instigar mudanças comportamentais acerca da importância da preservação de habitats e espécies (Fátima, 2024). Adicionalmente, a WAZA (2024) enfatiza que essas instituições contribuem de forma integrada para ações de conservação *in situ* e *ex situ*, incluindo o planejamento de espécies, o manejo populacional coordenado, a manutenção da diversidade genética e o apoio a estratégias de longo prazo voltadas à manutenção da biodiversidade.

As fundações zoológicas contribuem amplamente para a criação e manutenção de bancos de dados biológicos, contendo amostras de sangue, pelo, carcaça, tecido e saliva (Powell et al., 2023). Esses bancos permitem acessar informações difíceis de obter diretamente na natureza, sobretudo para espécies raras, discretas ou de difícil observação. O Sistema de Informação de Gestão Zoológica, o ZIMS (Zoological Management Information System, em

inglês), constitui uma estratégia essencial de conservação utilizada para gerenciar dados sobre cuidados, saúde, bem-estar e controle populacional de animais, registrados na plataforma Species 360 e distribuídos a diversas instituições; desde 1974, essa plataforma de software acumula mais de 1.300 instituições distribuídas em 102 países ao redor do mundo e mais de 330 milhões de registros de animais mantidos sob cuidados humanos (SPECIES360, 2025).

Por meio desse sistema de registro e dos bancos de informações biológicas, é possível acompanhar diversos parâmetros demográficos essenciais, como natalidade, mortalidade, razão sexual, aquisições e crescimento populacional, que orientam o manejo contínuo das espécies mantidas sob cuidados humanos. No Brasil, essa abordagem é formalizada em planos estratégicos como o Programa de Ações Nacionais para a Conservação dos Papagaios (PAN Papagaios) (ICMBio, 2017). O manejo *ex situ* é componente vital desse programa, e seu sucesso depende da análise rigorosa e constante desses dados para planejar a gestão demográfica e genética, visando a viabilidade dessas populações e a futura participação em programas de repovoamento (IUCN/SSC, 2014).

A manutenção rigorosa de bancos de dados institucionais, como o ZIMS, desempenha um papel importante para a conservação das espécies, bem como para subsidiar a criação de planos de ação e legislações (Schwartz et al., 2017; Stephenson; Stengel, 2020; Copperthwaite et al., 2026). O histórico de natalidade e de aquisições, por exemplo, é indispensável para atender às exigências da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Fauna e Flora Selvagens Ameaçadas de Extinção (CITES). Essa convenção é fruto da resolução adotada pelos membros da IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza), em 1963, que controla a movimentação fronteiriça de espécimes de animais ameaçados, sujeitando-os a determinados controles para combater o tráfico de fauna (CITES, 2024). Sendo assim, todas as importações, exportações, reexportações e introduções de espécies abrangidas devem ser autorizadas por meio de um sistema de licenciamento. As espécies contempladas estão listadas em três apêndices, de acordo com o grau de proteção que necessitam: o Apêndice I inclui espécies ameaçadas de extinção, cujo comércio só é permitido em circunstâncias excepcionais; o Apêndice II abrange espécies não necessariamente ameaçadas, mas cujo comércio deve ser controlado para evitar utilizações incompatíveis com a sua sobrevivência; o Apêndice III trata de espécies protegidas em pelo menos um país, que solicitou assistência à CITES para controlar seu comércio (CITES, 2024).

O envolvimento da IUCN na formalização da CITES é reflexo de sua grande influência e liderança no cenário global; a organização, desde sua fundação em 1948, é a principal autoridade científica no *status* do mundo natural e nas medidas necessárias para protegê-lo (IUCN, 2024). Seu principal instrumento, a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas, fornece informações detalhadas sobre distribuição, tamanho populacional, habitat, ecologia, uso e/ou comércio, ameaças e ações de conservação (IUCN, 2024). Esses dados constituem a base científica indispensável para a tomada de decisões e para catalisar mudanças políticas na conservação da biodiversidade. As espécies são categorizadas em: ND (Não avaliado), DD (Dados Insuficientes), LC (Menos Preocupante), NT (Quase Ameaçado), VU (Vulnerável), EN (Em Perigo), CR (Criticamente em Perigo), EW (Extinta na Natureza) e EX (Extinta) (IUCN, 2024). As categorias VU, EN e CR correspondem especificamente às espécies consideradas ameaçadas de extinção (IUCN, 2024).

Apesar do papel estratégico frequentemente atribuído aos zoológicos na conservação *ex situ* de espécies ameaçadas, ainda faltam avaliações quantitativas integradas que testem se a reprodução em cativeiro tem sido suficiente para sustentar populações de Psittacidae ao longo do tempo, especialmente quando consideradas simultaneamente as tendências demográficas, os padrões reprodutivos e o comércio internacional (Azevedo et al., 2011; Che-Castaldo et al., 2018; Bussolini et al., 2023; Miranda et al., 2023). Nesse contexto, a análise de registros populacionais e reprodutivos de psitacídeos brasileiros mantidos em zoológicos permite avaliar a viabilidade dessas populações em cativeiro e identificar padrões de manejo associados à sua estabilidade. Ao integrar essas informações com dados de comércio internacional provenientes da base CITES, este estudo amplia a compreensão dos fatores que influenciam o status de conservação da família Psittacidae, articulando dinâmicas *ex situ* com pressões externas que atuam sobre as populações naturais. Essa abordagem contribui para avaliar de forma mais objetiva o papel dos zoológicos na conservação de psitacídeos e fornece subsídios para o aprimoramento das práticas de manejo e das políticas de conservação voltadas ao grupo.

1.1 Hipóteses

Considerando as características de história de vida dos psitacídeos e sua elevada vulnerabilidade a pressões antrópicas, este estudo testará as seguintes hipóteses:

1. As populações *ex situ* de Psittacidae brasileiros mantidas em zoológicos apresentarão crescimento demográfico ao longo do período analisado (2004–2024), caracterizado por taxas de natalidade superiores às de mortalidade.

2. O crescimento demográfico das populações *ex situ* será mais pronunciado em espécies classificadas em categorias de maior ameaça (VU, EN e CR), refletindo maior investimento em manejo e reprodução por parte dos zoológicos.

3. Espécies com populações *ex situ* demograficamente estáveis ou em crescimento apresentarão razão sexual próxima do equilíbrio (1:1), favorecendo o sucesso reprodutivo em cativeiro.

4. Existirá uma relação inversa entre o grau de ameaça das espécies de Psittacidae e a frequência de registros de comércio internacional na base de dados da CITES, de modo que espécies mais ameaçadas apresentarão menor volume de registros comerciais.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar a contribuição dos zoológicos para a manutenção e reprodução *ex situ* de espécies brasileiras de Psittacidae, integrando dados populacionais do ZIMS e registros de comércio internacional da CITES.

2.2. Objetivos Específicos

- 1) Investigar o número de nascimentos de indivíduos das espécies da Família Psittacidae ao longo dos anos (2004-2024), para verificar a dinâmica das populações *ex-situ*;
- 2) Avaliar padrões reprodutivos e razão sexual das populações mantidas sob cuidados humanos;
- 3) Associar a evolução das populações mantidas sob cuidados humanos com o comércio das espécies registrado no banco de dados do CITES.

3. METODOLOGIA

3.1 Base de Dados e Período de Estudo

Os dados utilizados nesse estudo abrangem o período de 2004 a 2024 e foram obtidos de três fontes principais: ZIMS, CITES e IUCN. A base ZIMS forneceu registros detalhados sobre indivíduos de Psittacidae mantidos sob cuidados humanos, incluindo o número de machos e fêmeas, nascimentos, mortes, aquisições, disposições e a região importadora ou exportadora

(África, Américas, Ásia, Europa e Oceania). O banco de dados da CITES foi consultado para obter informações sobre comércio internacional das espécies, incluindo o número total anual de importações e exportações e a classificação de cada espécie nos Apêndices 1 ou 2. O site da IUCN foi utilizado para acompanhar a evolução da categoria de ameaça de cada espécie ao longo do período analisado. A integração dessas três bases permitiu relacionar variáveis demográficas, de status de conservação e de comércio internacional.

3.2 Seleção de Espécies

Foram incluídas na análise todas as espécies brasileiras de Psittacidae registradas no ZIMS entre 2004 e 2024, totalizando 63 espécies distribuídas entre 22 gêneros (número de espécies avaliadas em cada gênero): *Alipiopsitta* (1), *Amazona* (11), *Anodorhynchus* (2), *Ara* (4), *Aratinga* (5), *Brotogeris* (5), *Cyanopsitta* (1), *Deropterus* (1), *Dyopsittaca* (1), *Eupsittula* (3), *Forpus* (1), *Graydidascalus* (1), *Guaruba* (1), *Myiopsitta* (1), *Orthopsittaca* (1), *Pionites* (2), *Pionopsitta* (1), *Pionus* (3), *Primolius* (3), *Psittacara* (2), *Pyrrhura* (12) e *Triclaria* (1) (Tabela 1). Para cada uma dessas espécies foram reunidos, em um único banco consolidado, todos os parâmetros biológicos, demográficos, de comércio internacional e de status de ameaça, de modo a permitir análises integradas da dinâmica populacional *ex situ* e dos fatores associados.

Tabela 1. Espécies brasileiras de Psittacidae avaliadas no presente estudo, segundo diferentes categorias de ameaça (IUCN, 2024): LC = Menos Preocupante; NT = Quase Ameaçado; VU = Vulnerável; EN = Em Perigo; CR = Criticamente em Perigo e EW = Extinta na Natureza. Os apêndices 1 e 2 referem-se ao grau de proteção estabelecido pela CITES: o Apêndice 1 inclui espécies ameaçadas de extinção, cujo comércio é permitido apenas em circunstâncias excepcionais, enquanto o Apêndice 2 abrange espécies não necessariamente ameaçadas, mas cujo comércio deve ser controlado para evitar utilizações incompatíveis com a sua sobrevivência. A sigla N/A (*not evaluated*) indica espécies não listadas nos apêndices da CITES.

Nome comum	Nome Científico	Grau de ameaça (IUCN)	Apêndice no CITES
Papagaio-galego	<i>Alipiopsitta xanthops</i> (Spix, 1824)	NT	2
Papagaio-verdadeiro	<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus,	NT	2

Nome comum	Nome Científico	Grau de ameaça (IUCN)	Apêndice no CITES
	1758)		
Papagaio-do-mangue	<i>Amazona amazonica</i> (Linnaeus, 1766)	LC	2
Papagaio-diadema	<i>Amazona autumnalis</i> (Linnaeus, 1758)	LC	2
Papagaio-de-cara-roxa	<i>Amazona brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	NT	2
Papagaio-de-bochecha-azul	<i>Amazona dufresniana</i> (Shaw, 1812)	NT	2
Papagaio-moleiro	<i>Amazona farinosa</i> (Boddaert, 1783)	LC	2
Papagaio-da-várzea	<i>Amazona festiva</i> (Linnaeus, 1758)	LC	2
Papagaio-campeiro	<i>Amazona ochrocephala</i> (Gmelin, 1788)	LC	2
Papagaio-charão	<i>Amazona pretrei</i> (Temminck, 1830)	VU	1
Papagaio-de-cabeça-vermelha	<i>Amazona rhodocorytha</i> (Salvadori, 1890)	VU	1
Papagaio-de-peito-roxo	<i>Amazona vinacea</i> (Kuhl, 1820)	EN	1
Arara-azul	<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i> (Latham, 1790)	VU	1
Arara-azul-de-lear	<i>Anodorhynchus leari</i> Bonaparte, 1856	EN	1

Nome comum	Nome Científico	Grau de ameaça (IUCN)	Apêndice no CITES
Arara-canindé	<i>Ara ararauna</i> (Linnaeus, 1758)	LC	2
Arara-vermelha	<i>Ara chloropterus</i> Gray, 1859	LC	2
Arara-vermelha	<i>Ara macao</i> (Linnaeus, 1758)	LC	1
Maracanã-guaçu	<i>Ara severus</i> (Linnaeus, 1758)	LC	2
Jandaia-de-testa-vermelha	<i>Aratinga auricapillus</i> (Kuhl, 1820)	LC	2
Jandaia-verdadeira	<i>Aratinga jandaya</i> (Gmelin, 1788)	LC	2
Periquito-de-cabeça-preta	<i>Aratinga nenday</i> (Vieillot, 1823)	LC	N/A
Jandaia-amarela	<i>Aratinga solstitialis</i> (Linnaeus, 1766)	EN	2
Periquito-de-cabeça-suja	<i>Aratinga weddellii</i> (Deville, 1851)	LC	2
Periquito-de-encontro-amarelo	<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	LC	2
Periquito-de-asa-azul	<i>Brotogeris cyanoptera</i> (Pelzeln, 1870)	LC	2
Periquito-testinha	<i>Brotogeris sanctithomae</i> (Statius Muller, 1776)	LC	2
Periquito-rico	<i>Brotogeris tirica</i> (Gmelin, 1788)	LC	2

Nome comum	Nome Científico	Grau de ameaça (IUCN)	Apêndice no CITES
Periquito-da-campina	<i>Brotogeris versicolurus</i> (Statius Muller, 1776)	LC	2
Ararinha-azul	<i>Cyanopsitta spixii</i> (Wagler, 1832)	EW	1
Anacã	<i>Deropterus accipitrinus</i> (Linnaeus, 1758)	LC	2
Maracanã-pequena	<i>Diopsittaca nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	LC	2
Periquito-rei	<i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)	LC	2
Periquito-da-caatinga	<i>Eupsittula cactorum</i> (Kuhl, 1820)	LC	2
Periquito-de-bochecha-parda	<i>Eupsittula pertinax</i> (Linnaeus, 1758)	LC	2
Periquito-santo	<i>Forpus passerinus</i> (Linnaeus, 1758)	LC	2
Curica-verde	<i>Graydidascalus brachyurus</i> (Kuhl, 1820)	LC	2
Ararajuba	<i>Guaruba guarouba</i> (Gmelin, 1788)	VU	1
Caturrita	<i>Myiopsitta monachus</i> (Boddaert, 1783)	LC	2
Maracanã-do-buriti	<i>Orthopsittaca manilatus</i> (Boddaert, 1783)	LC	2
Marianinha-de-cabeça-amarela	<i>Pionites leucogaster</i> (Kuhl, 1820)	EN	2

Nome comum	Nome Científico	Grau de ameaça (IUCN)	Apêndice no CITES
Marianinha-de-cabeça-preta	<i>Pionites melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	LC	2
Cuiú-cuiú	<i>Pionopsitta pileata</i> (Scopoli, 1769)	LC	1
Maitaca-roxa	<i>Pionus fuscus</i> (Statius Muller, 1776)	LC	2
Maitaca-verde	<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	LC	2
Maitaca-de-cabeça-azul	<i>Pionus menstruus</i> (Linnaeus, 1766)	LC	2
Maracanã-de-colar	<i>Primolius auricollis</i> (Cassin, 1853)	LC	2
Maracanã-de-cabeça-azul	<i>Primolius couloni</i> (Sclater, 1876)	VU	1
Maracanã	<i>Primolius maracana</i> (Vieillot, 1816)	NT	1
Periquitão-maracanã	<i>Psittacara acuticaudatus</i> (Vieillot, 1818)	LC	2
Periquitão	<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)	LC	2
Tiriba-pérola	<i>Pyrrhura coerulescens</i> Neumann, 1927	VU	2
Tiriba-grande	<i>Pyrrhura cruentata</i> (Wied, 1820)	VU	1
Tiriba-de-cauda-roxa	<i>Pyrrhura egregia</i> (Sclater, 1881)	LC	2

Nome comum	Nome Científico	Grau de ameaça (IUCN)	Apêndice no CITES
Tiriba-de-testa-vermelha	<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	LC	2
Cara-suja	<i>Pyrrhura griseipectus</i> Salvadori, 1900	CR	2
Tiriba-de-orelha-branca	<i>Pyrrhura leucotis</i> (Kuhl, 1820)	NT	2
Tiriba-fura-mata	<i>Pyrrhura melanura</i> (Spix, 1824)	LC	2
Cara-suja-do-pantanal	<i>Pyrrhura molinae</i> (Massena & Souancé, 1854)	LC	2
Tiriba-de-barriga-vermelha	<i>Pyrrhura perlata</i> (Spix, 1824)	VU	2
Tiriba-de-testa-azul	<i>Pyrrhura picta</i> (Statius Muller, 1776)	LC	2
Tiriba-de-cabeça-vermelha	<i>Pyrrhura roseifrons</i> (Gray, 1859)	LC	2
Tiriba-rupestre	<i>Pyrrhura rupicola</i> (Tschudi, 1844)	NT	2
Sabiá-cica	<i>Tricharia malachitacea</i> (Spix, 1824)	NT	2

3.3 Análise de Dados

3.3.1 Dinâmica populacional *in situ*

Para investigar a dinâmica reprodutiva das espécies da família Psittacidae mantidas sob cuidados humanos e avaliar a tendência de crescimento no período de 2004 a 2024, foram realizadas análises exploratórias e inferenciais baseadas em séries temporais de registros anuais

de nascimento (Births). Inicialmente, os dados brutos foram organizados por espécie e ano, com a extração do gênero taxonômico, permitindo a inspeção visual das tendências agregadas. Em seguida, foram construídos gráficos de linhas representando o número anual de nascimentos por espécie, acompanhados de uma curva média anual por gênero, calculada a partir da média aritmética dos nascimentos em cada gênero e ano, a fim de evidenciar padrões gerais e possíveis heterogeneidades entre os grupos taxonômicos.

Para avaliar a influência da categoria de ameaça no número de nascimentos, foi ajustado um modelo linear generalizado misto (GLMM) com distribuição binomial negativa, apropriada para dados de contagem com sobredispersão (McCullagh; Nelder, 1989; Cameron; Trivedi, 2013). A variável resposta foi o número de nascimentos (Births), enquanto os efeitos fixos incluíram a categoria de ameaça segundo a IUCN e o ano padronizado (Year_c), utilizado para representar a tendência temporal ao longo do período de estudo. O ano foi incluído no modelo como uma variável contínua padronizada, com média zero e desvio-padrão igual a um, de modo a reduzir problemas de escala associados a valores absolutos elevados do ano-calendário, melhorar a estabilidade numérica e a convergência do modelo e facilitar a interpretação dos coeficientes (Gelman, 2008; Schielzeth, 2010; Zuur et al., 2009). Dessa forma, o efeito estimado para Year_c expressa a variação esperada no número de nascimentos associada a um incremento de uma unidade de desvio-padrão no tempo, permitindo avaliar tendências temporais gerais independentemente da categoria de ameaça. A identidade das espécies foi incluída como efeito aleatório, a fim de controlar a não independência das observações repetidas ao longo do tempo e capturar diferenças intrínsecas entre espécies que não são explicitamente explicadas pelas variáveis fixas, como características biológicas, comportamentais ou reprodutivas específicas (Zuur et al., 2009). Além disso, foi incluído um termo de offset baseado no logaritmo do tamanho populacional total ($\log(\text{Total})$), permitindo que o modelo estimasse os nascimentos em uma escala per capita. A inclusão desse termo controla o efeito do tamanho populacional sobre o número absoluto de nascimentos e possibilita comparações adequadas do desempenho reprodutivo entre espécies e categorias de ameaça que diferem substancialmente em abundância (McCullagh; Nelder, 1989; Hilbe, 2011; Cameron; Trivedi, 2013). Assim, os coeficientes estimados refletem variações nas taxas de nascimento e não apenas diferenças associadas ao número total de indivíduos presentes em cada população. Diagnósticos do modelo foram realizados com o pacote DHARMA (Hartig, 2022), enquanto estimativas pontuais e intervalares foram derivadas via emmeans (Lenth, 2023). As análises foram conduzidas no ambiente R 4.5.1 (R CORE TEAM, 2025), utilizando os pacotes ggplot2 para visualização

(Wickham, 2016), dplyr para manipulação de dados (Wickham et al., 2019) e glmmTMB para ajuste de modelos mistos com distribuição flexível (Brooks et al., 2017).

Para avaliar se os zoológicos mantêm, ao longo do tempo, populações viáveis de espécies brasileiras de Psittacidae, especialmente aquelas ameaçadas de extinção, foram realizadas análises demográficas baseadas em dados provenientes da base ZIMS. Essas análises consideraram tendências de crescimento populacional, o balanço entre nascimentos, mortes e aquisições, bem como a estabilidade da razão sexual ao longo dos anos. As métricas demográficas utilizadas neste estudo foram calculadas a partir de informações anuais de cada espécie, seguindo equações padronizadas amplamente empregadas em estudos populacionais. As definições, equações matemáticas e descrições de cada métrica derivada da base ZIMS estão apresentadas na Tabela 2, e seu uso analítico é detalhado a seguir.

Tabela 2: Equações utilizadas para a estimativa das métricas demográficas de psitacídeos mantidos em cativeiro. Os cálculos assumem que os eventos demográficos (nascimentos, mortes, aquisições e disposições) ocorreram ao longo do ano t, afetando a população inicial do ano anterior (t-1).

Métrica	Equação	Descrição
Crescimento populacional	$\Delta N = N_t - N_{t-1}$	Variação no número total de indivíduos de um ano para o seguinte.
Taxa de natalidade	$\text{Natalidade} = \text{Births}_t / N_{t-1}$	Nascimentos no ano t divididos pelo total de indivíduos do ano anterior.
Taxa de mortalidade	$\text{Mortalidade} = \text{Deaths}_t / N_{t-1}$	Mortes no ano t divididas pelo total de indivíduos do ano anterior.
Taxa de aquisição	$\text{Aquisição} = \text{Acquisitions}_t / N_{t-1}$	Novos indivíduos adquiridos no ano t divididos pelo total de indivíduos do ano anterior.
Razão sexual (Sex ratio)	$\text{Sex ratio} = N_{\text{♂}} / (N_{\text{♂}} + N_{\text{♀}})$	Proporção de machos sobre o total de indivíduos com sexo conhecido.

Para cada espécie e ano, foi calculada a variação populacional líquida (NetChange), que representa o saldo entre entradas e saídas de indivíduos (NetChange incorpora entradas e saídas institucionais, não apenas reprodução), de acordo com a equação:

$$\text{NetChange} = \text{Births} + \text{Acquisitions} - \text{Deaths} - \text{Dispositions};$$

Adicionalmente, essa métrica foi padronizada pelo tamanho populacional total (Total), resultando na variação populacional per capita (NetChange_pc), o que permitiu comparações diretas entre espécies com diferentes magnitudes populacionais:

$$\text{NetChange_pc} = \text{NetChange}/\text{Total};$$

As métricas demográficas derivadas (Tabela 2), incluindo taxas de natalidade, mortalidade, aquisição, razão sexual e variação populacional per capita, foram então utilizadas como variáveis-resposta ou preditoras em modelos aditivos mistos generalizados (GAMMs), com o objetivo de investigar padrões temporais e identificar os principais determinantes da dinâmica populacional ao longo do período analisado.

Nos GAMMs, as variáveis-resposta foram NetChange_pc ou as taxas demográficas derivadas, enquanto as variáveis explicativas incluíram o ano (modelado como termo suave), a categoria de ameaça segundo a IUCN, as taxas de natalidade, mortalidade e aquisição, além da razão sexual. A identidade taxonômica (espécie ou gênero) foi incluída como efeito aleatório, a fim de controlar a não independência das observações e a heterogeneidade entre táxons. Essa abordagem permitiu modelar relações potencialmente não lineares entre os preditores demográficos e a dinâmica populacional, capturando variações temporais e diferenças estruturais entre espécies mantidas sob cuidados humanos.

Todas as análises foram conduzidas no ambiente estatístico R versão 4.5.1 (R CORE TEAM, 2025), utilizando-se o pacote mgcv para o ajuste dos GAMMs (Wood, 2017), dplyr e tidyr para manipulação e organização dos dados (Wickham et al., 2019; Wickham 2023), gratia para extração e visualização dos componentes dos modelos (Simpson, 2022) e DHARMA para diagnóstico de resíduos (Hartig, 2022), além de pacotes auxiliares para visualização gráfica e exportação dos resultados.

3.3.2 Comercialização e a relação entre grau de ameaça

Para investigar se as espécies brasileiras de Psittacidae mais ameaçadas de extinção apresentam menor intensidade de comércio internacional, conforme previsto pela hipótese de que espécies mais raras e sob maior risco tendem a ser menos representadas nas transações globais, foram integradas informações provenientes de duas bases de dados independentes: (i) registros oficiais de comércio internacional de fauna disponibilizados pela CITES e (ii) séries temporais de abundância populacional de espécies mantidas sob cuidados humanos.

Inicialmente, para cada táxon e ano, foi calculado o volume total de comércio internacional (Total_trade), obtido a partir da soma das quantidades reportadas por importadores e exportadores, conforme a equação:

$Total_trade = importer_reported_quantity + exporter_reported_quantity$. Em seguida, essas informações foram integradas aos dados de populações cativas globais, permitindo a derivação de variáveis complementares associadas à disponibilidade das espécies em cativeiro. O tamanho populacional anual em cativeiro foi transformado por meio da função logarítmica com correção para valores nulos (\log_{1p}), resultando na variável $\log_captive$:

$$\log_captive = \log_{1p}(captive_population).$$

O grau de ameaça de cada espécie foi incorporado ao modelo como uma variável ordinal (threat_level), baseada nas categorias da IUCN, escalonadas de menor para maior risco (LC = 1 até EW = 6), permitindo avaliar gradientes de ameaça em relação à intensidade do comércio.

Para analisar os determinantes do volume de comércio internacional, foram ajustados modelos aditivos mistos generalizados (GAMMs), nos quais a variável resposta foi o volume total comercializado transformado logaritmicamente ($\log_trade = \log_{1p}(Total_trade)$). As variáveis explicativas incluíram o nível ordinal de ameaça, o tamanho da população em cativeiro (log-transformado), as regiões continentais de importação e exportação, bem como os códigos Purpose e Source do CITES, que indicam, respectivamente, o propósito declarado da transação (por exemplo, comercial, científico ou reintrodução) e a origem biológica dos espécimes (por exemplo, silvestres, nascidos em cativeiro ou provenientes de apreensões).

A dimensão temporal do comércio foi modelada por meio de um termo suave para o ano ($s(year, k = 12)$), permitindo capturar padrões não lineares e variações de longo prazo na intensidade das transações ao longo das décadas. A identidade taxonômica foi incluída como efeito aleatório, a fim de controlar a não independência das observações e a heterogeneidade não explicada entre espécies.

Os modelos foram ajustados pelo método de máxima verossimilhança restrita (REML) utilizando o pacote mgcv (Wood, 2017). A organização, limpeza e preparação dos dados foram realizadas com o auxílio dos pacotes tidyverse (Wickham et al., 2019) e janitor (Firke, 2023), a atribuição das regiões continentais foi conduzida por meio do pacote countrycode (Arel-Bundock et al., 2018) e a visualização dos efeitos ajustados foi realizada com o pacote visreg (Breheny; Burchett, 2017). Todas as análises foram conduzidas no ambiente estatístico R versão 4.5.1 (R CORE TEAM, 2025).

4. RESULTADOS

O modelo misto de regressão binomial negativa apresentou poder explicativo substancial, com R^2 condicional de 0,41 e R^2 marginal de 0,27, indicando que os efeitos fixos (ano padronizado e categoria de ameaça da IUCN) explicam aproximadamente 27% da variação nos nascimentos das espécies, enquanto a inclusão do efeito aleatório (Species) elevou a variância explicada total para 41%, refletindo diferenças relevantes entre espécies (Figura 1).

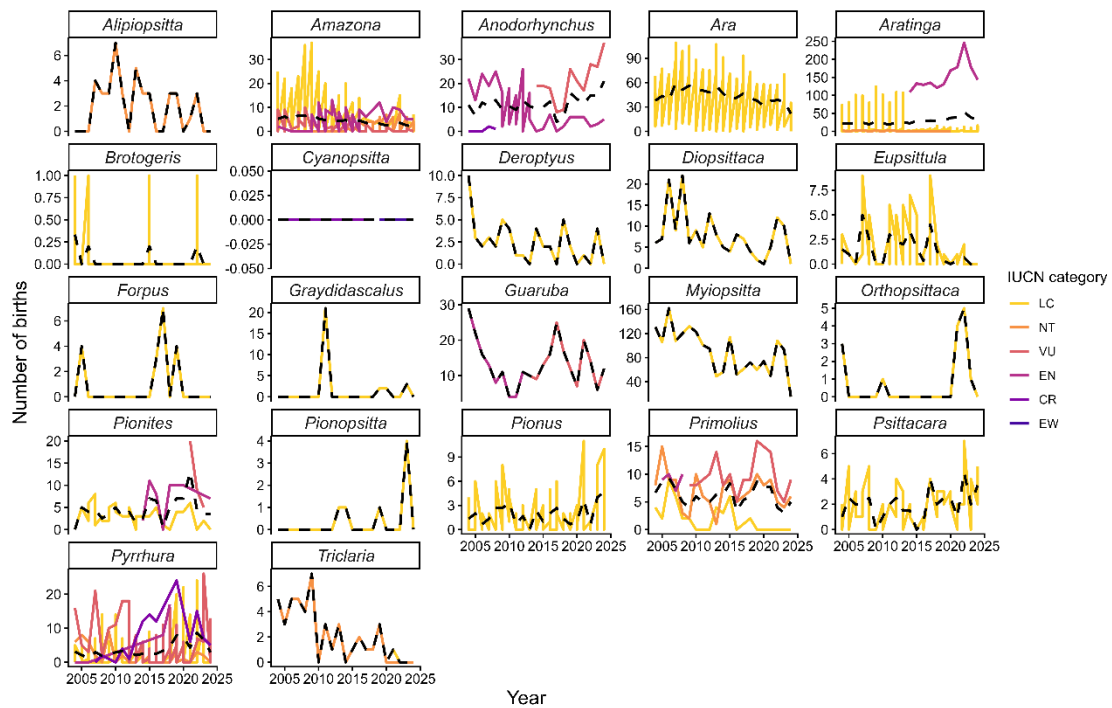


Figura 1: Número de nascimentos por gênero de Psittacidae entre 2004 e 2024, organizado segundo as categorias de ameaça da IUCN (Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR); Extinta na Natureza (EW)). Cada painel representa um gênero, com linhas individuais para cada espécie pertencente a esse gênero. A linha pontilhada indica a média anual de nascimentos do gênero. Para gêneros com apenas uma espécie, a linha pontilhada coincide com a linha contínua, uma vez que a média corresponde exatamente ao valor da única espécie.

Entre 2004 e 2024, o número de nascimentos de Psittacidae em zoológicos apresentou flutuações ano a ano, mas não houve crescimento populacional consistente nas espécies mais ameaçadas (Figura 2). O efeito de ano padronizado (Year_c) foi significativamente negativo

(IRR = 0,82; 95% IC: 0,77–0,86; $p < 0,001$), indicando uma leve redução anual na taxa de nascimentos por espécie (Tabela 3).

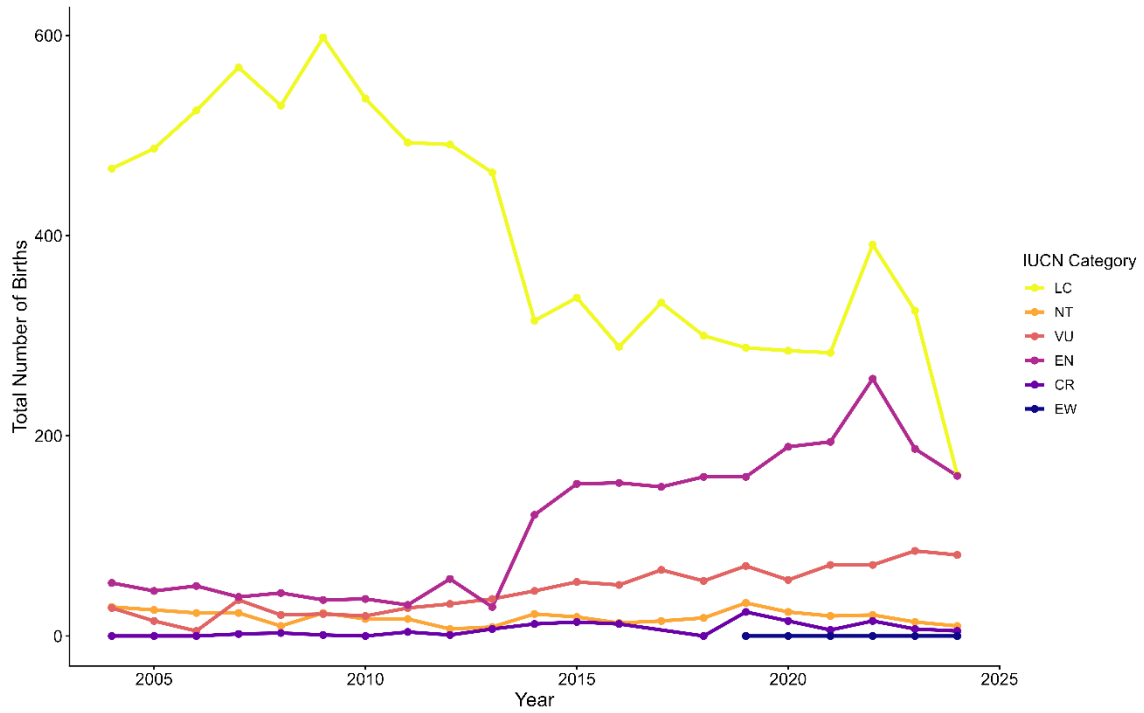


Figura 2: Número anual de nascimentos registrados de espécies da família Psittacidae, entre 2004 e 2024, agrupados pelas categorias de ameaça da IUCN. As barras mostram as tendências temporais de reprodução ao longo dos anos, permitindo visualizar diferenças no esforço ou no sucesso reprodutivo entre espécies classificadas como Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR); Extinta na Natureza (EW).

Tabela 3: Coeficientes do modelo misto de regressão binomial negativa (GLMM) para nascimentos de Psittacidae em zoológicos (2004–2024), por categoria de ameaça da IUCN: Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR) e Extinta na Natureza (EW). O intercepto corresponde às espécies Criticamente em perigo (CR) no ano médio de 2014 (Year_c = 0), com número total de indivíduos padronizado no offset (Total = 1). O efeito Year_c representa a variação anual padronizada em relação a 2014, permitindo avaliar tendências ao longo do período. Valores significativos ($p < 0,05$) estão destacados em negrito. A coluna IRR (Incidence Rate Ratio)

indica a razão de nascimentos por unidade do preditor, com IC de 95%. Espécies Extintas na Natureza (EW) foram excluídas dada a ausência de indivíduos reprodutores.

Efeito	Estimate	Std. Error	z value	p-value	IRR	95% IC IRR
Intercepto (CR)	-2,95	0,34	-8,77	<0,001	0,052	0,027–0,101
Year_c	-0,21	0,026	-7,95	<0,001	0,82	0,77–0,86
IUCN EN	0,15	0,31	0,49	0,624	1,16	0,64–2,13
IUCN VU	0,22	0,33	0,67	0,504	1,25	0,65–2,38
IUCN NT	0,004	0,35	0,01	0,990	1,00	0,50–2,01
IUCN LC	-0,18	0,33	-0,54	0,592	0,84	0,43–1,61

As diferenças entre as categorias de ameaça da IUCN foram, em geral, não significativas. Em particular, espécies Criticamente em Perigo (CR) apresentaram uma taxa de nascimentos ajustada de 8,9 indivíduos por espécie em 2014 (IC 95%: 4,6–17,1), enquanto espécies Em Perigo (EN) e Vulneráveis (VU) apresentaram taxas ligeiramente superiores, de 10,3 (IC 95%: 7,4–14,3) e 11,0 (IC 95%: 8,0–15,2) nascimentos por espécie, respectivamente (Figura 1). As categorias Quase Ameaçada (NT) e Pouco Preocupante (LC) tiveram taxas intermediárias, variando entre 7,4 e 8,9 nascimentos por espécie. Para espécies Extintas na Natureza (EW), as predições foram extremamente baixas e não estimáveis, refletindo a ausência ou baixo número de nascimentos.

A análise descritiva do NetChange per capita (NetChange_pc) revelou uma ampla variação entre as espécies analisadas (Figura 3). Os valores médios de NetChange_pc variaram de -0,236 em *Brotogeris cyanoptera* a 0,667 em *Pyrrhura egregia*, enquanto os valores medianos oscilaram entre -0,083 e 1,0, refletindo diferenças tanto na direção quanto na magnitude das variações populacionais. A maioria das espécies apresentou médias próximas de zero, sugerindo estabilidade populacional relativa, embora algumas espécies exibissem tendências positivas (ex.: *Pyrrhura perlata coerulescens*, *Pyrrhura egregia*) ou negativas (ex.: *Brotogeris cyanoptera*, *Amazona pretei*) (Figura 3). A dispersão dos dados, avaliada pelo desvio padrão, variou consideravelmente entre as espécies, com valores que variaram de 0,050 em *Aratinga nenday* a 0,605 em *Brotogeris tirica*, indicando heterogeneidade na variabilidade interanual (Tabela 4). Os valores mínimos e máximos observados também reforçam essa

variação, com algumas espécies apresentando flutuações negativas acentuadas (até $-1,33$ em *Cyanopsitta spixii*) e outras alcançando incrementos positivos significativos (até $1,0$ em *Pyrrhura egregia*) (Tabela 4).

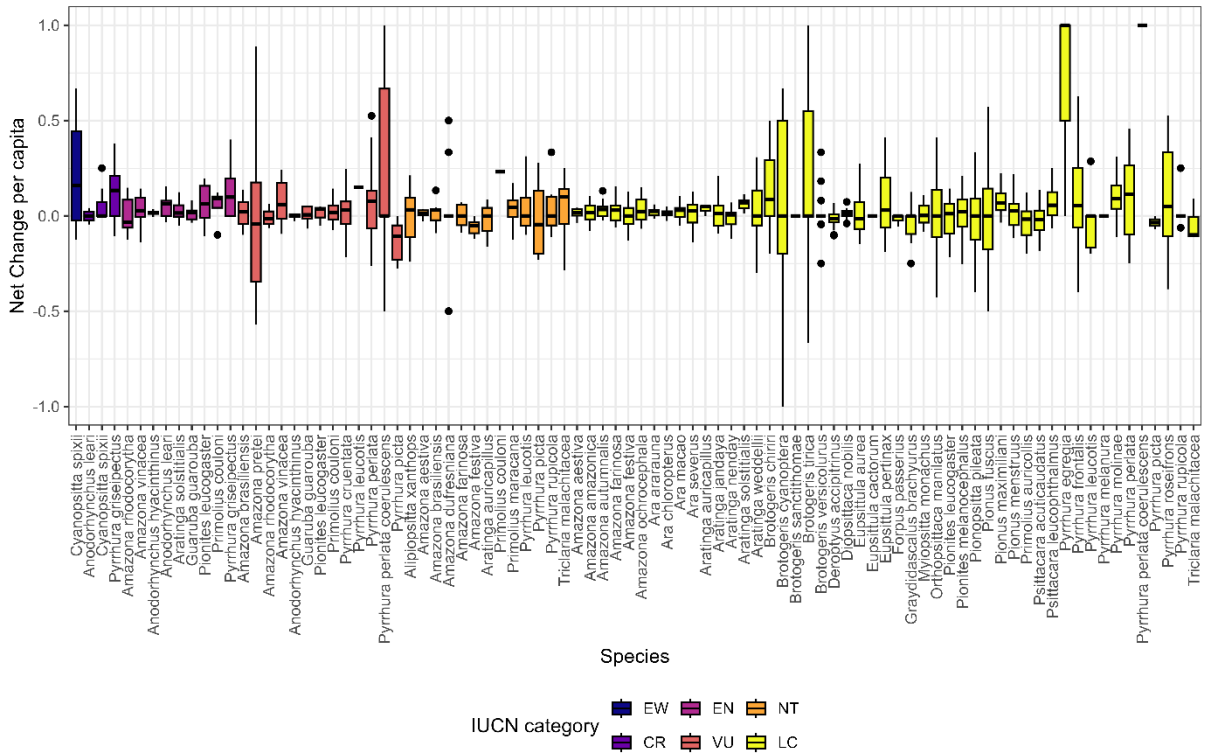


Figura 3: Distribuição do NetChange per capita (NetChange_pc) das espécies de Psittacidae incluídas no estudo. Cada caixa representa o intervalo interquartil (25–75%) da variação populacional anual per capita, a linha horizontal indica a mediana, e os limites dos bigodes correspondem a $1,5 \times$ o intervalo interquartil. Valores extremos fora desse intervalo foram removidos para melhorar a visualização. As cores dos boxplots indicam a categoria de ameaça, segundo a Lista Vermelha da IUCN, de cada espécie, e as espécies no eixo x estão agrupadas de acordo com seu status de ameaça (Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR); Extinta na Natureza (EW)).

Tabela 4: Estatística descritiva do NetChange per capita (NetChange_pc) das espécies de Psittacidae incluídas no estudo. A tabela apresenta o número de anos avaliados (n), a média, a mediana, o desvio padrão (SD), o valor mínimo (min) e o valor máximo (max) do

NetChange_pc para cada espécie, separadas por categoria de ameaça de extinção da IUCN (EW: Extinta na natureza; CR: Criticamente em perigo; EN: Em perigo; VU: Vulnerável; NT: Quase ameaçada; LC: Pouco preocupante).

Species	IUCN	n	mean	median	SD	min	max
<i>Cyanopsitta spixii</i>	EW	6	0.22	0.16	0.32	-0.12	0.67
<i>Anodorhynchus leari</i>	CR	5	0.02	0.00	0.30	-0.38	0.48
<i>Cyanopsitta spixii</i>	CR	9	0.01	0.00	0.60	-1.33	1.00
<i>Pyrrhura griseipectus</i>	CR	16	0.11	0.13	0.15	-0.11	0.38
<i>Amazona rhodocorytha</i>	EN	13	0.05	-0.02	0.16	-0.12	0.35
<i>Amazona vinacea</i>	EN	16	0.01	0.02	0.10	-0.24	0.14
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	EN	10	0.02	0.01	0.01	-0.00	0.03
<i>Anodorhynchus leari</i>	EN	16	0.10	0.08	0.14	-0.03	0.56
<i>Aratinga solstitialis</i>	EN	11	0.03	0.01	0.05	-0.05	0.12
<i>Guaruba guarouba</i>	EN	9	0.02	0.02	0.04	-0.04	0.08
<i>Pionites leucogaster</i>	EN	8	0.06	0.06	0.11	-0.11	0.19
<i>Primolius couloni</i>	EN	4	0.05	0.09	0.10	-0.10	0.12

Species	IUCN	n	mean	median	SD	min	max
<i>Pyrrhura griseipectus</i>	EN	5	0.14	0.10	0.17	0.00	0.40
<i>Amazona brasiliensis</i>	VU	13	0.02	0.02	0.07	-0.10	0.14
<i>Amazona pretei</i>	VU	21	-0.16	-0.08	0.75	-3.00	0.89
<i>Amazona rhodocorytha</i>	VU	8	-0.04	-0.02	0.11	-0.28	0.06
<i>Amazona vinacea</i>	VU	5	0.07	0.06	0.14	-0.10	0.24
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	VU	11	0.01	0.00	0.04	-0.05	0.13
<i>Guaruba guarouba</i>	VU	12	0.01	0.01	0.04	-0.07	0.05
<i>Pionites leucogaster</i>	VU	3	0.01	0.03	0.05	-0.05	0.05
<i>Primolius couloni</i>	VU	16	0.02	0.02	0.06	-0.08	0.14
<i>Pyrrhura cruentata</i>	VU	21	0.03	0.03	0.12	-0.22	0.25
<i>Pyrrhura leucotis</i>	VU	1	0.15	0.15		0.15	0.15
<i>Pyrrhura perlata</i>	VU	11	0.08	0.08	0.23	-0.26	0.52
<i>Pyrrhura perlata coerulescens</i>	VU	5	0.23	0.00	0.60	-0.50	1.00

Species	IUCN	n	mean	median	SD	min	max
<i>Pyrrhura picta</i>	VU	11	-0.18	-0.12	0.48	-1.00	0.87
<i>Alipiopsitta xanthops</i>	NT	21	0.01	0.03	0.14	-0.24	0.21
<i>Amazona aestiva</i>	NT	6	0.01	0.01	0.02	-0.03	0.04
<i>Amazona brasiliensis</i>	NT	8	-0.03	0.01	0.14	-0.33	0.13
<i>Amazona dufresniana</i>	NT	16	0.07	0.00	0.51	-1.00	1.00
<i>Amazona farinosa</i>	NT	7	-0.00	0.00	0.06	-0.09	0.07
<i>Amazona festiva</i>	NT	7	-0.06	-0.05	0.04	-0.12	0.00
<i>Aratinga auricapillus</i>	NT	17	-0.05	0.00	0.20	-0.72	0.28
<i>Primolius couloni</i>	NT	1	0.23	0.23		0.23	0.23
<i>Primolius maracana</i>	NT	21	0.04	0.05	0.07	-0.12	0.17
<i>Pyrrhura leucotis</i>	NT	10	0.09	0.03	0.18	-0.10	0.45
<i>Pyrrhura picta</i>	NT	8	0.03	-0.00	0.24	-0.23	0.39
<i>Pyrrhura rupicola</i>	NT	9	0.17	0.09	0.28	-0.11	0.70
<i>Triclaria malachitacea</i>	NT	18	-0.04	0.10	0.27	-0.71	0.25

Species	IUCN	n	mean	median	SD	min	max
<i>Amazona aestiva</i>	LC	15	0.02	0.02	0.04	-0.04	0.16
<i>Amazona amazonica</i>	LC	21	0.02	0.02	0.05	-0.08	0.10
<i>Amazona autumnalis</i>	LC	21	0.04	0.03	0.06	-0.03	0.21
<i>Amazona farinosa</i>	LC	14	0.03	0.03	0.07	-0.06	0.15
<i>Amazona festiva</i>	LC	14	0.03	0.01	0.12	-0.13	0.37
<i>Amazona ochrocephala</i>	LC	21	0.03	0.02	0.06	-0.07	0.15
<i>Ara ararauna</i>	LC	21	0.02	0.02	0.02	-0.01	0.06
<i>Ara chloropterus</i>	LC	21	0.01	0.01	0.02	-0.03	0.05
<i>Ara macao</i>	LC	21	0.02	0.03	0.04	-0.05	0.10
<i>Ara severus</i>	LC	21	0.01	0.03	0.07	-0.14	0.13
<i>Aratinga auricapillus</i>	LC	4	-0.08	0.02	0.23	-0.43	0.05
<i>Aratinga jandaya</i>	LC	21	0.00	0.01	0.11	-0.31	0.21
<i>Aratinga nenday</i>	LC	21	-0.01	0.01	0.05	-0.12	0.07
<i>Aratinga solstitialis</i>	LC	10	0.06	0.07	0.03	0.01	0.11
<i>Aratinga weddellii</i>	LC	21	0.02	0.00	0.16	-0.30	0.31

Species	IUCN	n	mean	median	SD	min	max
<i>Brotogeris chiriri</i>	LC	21	0.06	0.00	0.28	-0.67	0.50
<i>Brotogeris cyanoptera</i>	LC	21	-0.24	0.00	1.06	-4.00	0.67
<i>Brotogeris sanctithomae</i>	LC	21	-0.01	0.00	0.13	-0.33	0.40
<i>Brotogeris tirica</i>	LC	18	0.11	0.00	0.61	-1.00	1.00
<i>Brotogeris versicolurus</i>	LC	19	0.15	0.00	0.47	-1.00	1.00
<i>Deroptyus accipitrinus</i>	LC	21	-0.02	-0.02	0.06	-0.17	0.13
<i>Diopsittacus nobilis</i>	LC	21	0.01	0.02	0.14	-0.49	0.32
<i>Eupsittula aurea</i>	LC	21	0.04	0.00	0.16	-0.15	0.48
<i>Eupsittula cactorum</i>	LC	16	0.10	0.00	0.34	-0.33	1.00
<i>Eupsittula pertinax</i>	LC	21	0.07	0.03	0.18	-0.19	0.41
<i>Forpus passerius</i>	LC	21	-0.04	0.00	0.34	-1.00	0.96
<i>Graydidacus brachyurus</i>	LC	21	-0.01	0.00	0.24	-0.33	0.94

Species	IUCN	n	mean	median	SD	min	max
<i>Myiopsittacus monachus</i>	LC	21	0.01	0.00	0.06	-0.08	0.11
<i>Orthopsittacus manilatus</i>	LC	21	0.01	0.00	0.22	-0.43	0.41
<i>Pionites leucogaster</i>	LC	10	-0.01	0.01	0.12	-0.22	0.14
<i>Pionites melanocephalus</i>	LC	21	0.01	0.02	0.11	-0.25	0.21
<i>Pionopsitta pileata</i>	LC	21	-0.01	0.00	0.18	-0.40	0.33
<i>Pionus fuscus</i>	LC	21	0.01	0.00	0.29	-0.50	0.64
<i>Pionus maximiliani</i>	LC	21	0.06	0.06	0.08	-0.18	0.22
<i>Pionus menstruus</i>	LC	21	0.02	0.03	0.09	-0.12	0.22
<i>Primolius auricollis</i>	LC	21	-0.05	-0.02	0.10	-0.29	0.12
<i>Psittacara acuticaudatus</i>	LC	21	-0.02	-0.02	0.07	-0.18	0.14
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	LC	21	0.09	0.07	0.12	-0.07	0.39
<i>Pyrrhura egregia</i>	LC	3	0.67	1.00	0.58	0.00	1.00

Species	IUCN	n	mean	median	SD	min	max
<i>Pyrrhura frontalis</i>	LC	21	0.12	0.07	0.28	-0.40	0.73
<i>Pyrrhura leucotis</i>	LC	10	0.05	0.00	0.27	-0.20	0.71
<i>Pyrrhura melanura</i>	LC	10	-0.08	0.00	0.42	-1.00	0.67
<i>Pyrrhura molinae</i>	LC	21	0.14	0.09	0.23	-0.11	1.00
<i>Pyrrhura perlata</i>	LC	10	0.08	0.11	0.24	-0.25	0.46
<i>Pyrrhura perlata coerulescens</i>	LC	3	1.00	1.00	0.00	1.00	1.00
<i>Pyrrhura picta</i>	LC	2	-0.04	-0.04	0.05	-0.07	0.00
<i>Pyrrhura roseifrons</i>	LC	21	-0.01	0.00	0.41	-1.00	0.53
<i>Pyrrhura rupicola</i>	LC	11	-0.03	0.00	0.48	-1.00	1.00
<i>Trichilaria malachitacea</i>	LC	3	-0.04	-0.10	0.11	-0.11	0.09

O modelo GAM foi usado para avaliar se o ano (Year), a espécie (Species) e a categoria de ameaça da IUCN influenciam a variação populacional per capita (NetChange_pc). Os resultados indicaram que nenhuma dessas variáveis teve efeito claro. O intercepto não foi significativo (Estimate = 0,0529 ± 0,0552 SE; t = 0,958; p = 0,338), e nenhuma categoria de ameaça da IUCN apresentou efeito estatisticamente significativo sobre o NetChange_pc (p > 0,15 para todas), sugerindo que o grau de ameaça não se associou às mudanças populacionais. Entre os termos suavizados, o efeito do ano (s(Year)) não mostrou tendência temporal (edf ≈ 1, F = 1,084; p = 0,298). A suavização que combina ano e espécie (s(Year, Species)) indicou ausência de diferenças entre espécies nas trajetórias temporais (edf = 0,003, F ≈ 0, p = 0,544).

O efeito aleatório de espécie ($s(\text{Species})$) apresentou apenas uma tendência marginal de variação entre espécies ($\text{edf} = 14,475$, $F = 0,297$, $p = 0,084$). O modelo ajustado explicou apenas uma pequena parte da variação nos dados (R^2 ajustado = 0,0158; deviance explicada = 3,18%), com estimativa de escala = 0,0771 e critério REML = 197,05 ($n = 1259$). Os diagnósticos indicaram convergência adequada (gradiente entre $-1,75 \times 10^{-5}$ e $7,81 \times 10^{-8}$; Hessiano definido positivo), e a dimensionalidade dos smooths foi apropriada (k -index $\approx 0,96$ para $s(\text{Year})$, $p = 0,045$, e $s(\text{Year}, \text{Species})$, $p = 0,055$). Em resumo, nem o ano, nem a espécie, nem a categoria de ameaça da IUCN tiveram efeitos claros sobre a variação populacional per capita no conjunto de dados analisado.

As trajetórias temporais da variação líquida populacional (NetChange_pc) diferiram entre os gêneros ao longo do período analisado (2004–2024; Figura 4). A modelagem via GAMs indicou que o efeito do tempo foi estatisticamente específico para cada táxon. Para a maioria das espécies, incluindo *Alipiopsitta xanthops* (NT; EDF ≈ 1.000 , $F = 0.059$, $p = 0.811$), *Deropterus accipitrinus* (LC; EDF ≈ 1.000 , $F = 0.746$, $p = 0.399$), *Forpus passerius* (LC; EDF ≈ 1.000 , $F = 0.475$, $p = 0.499$) e *Graydidascalus brachyurus* (LC; EDF ≈ 1.000 , $F = 1.221$, $p = 0.283$), o termo suave $s(\text{Year})$ não foi significativo, sugerindo ausência de tendências temporais fortes ou consistentes. Entretanto, foram observadas exceções notáveis. *Cyanopsitta spixii* (EW) apresentou um efeito temporal significativo e uma trajetória de crescimento não-linear (EDF ≈ 1.000 , $F = 5.126$, $p = 0.043$), caracterizada por uma fase inicial de estagnação ou declínio, com valores ajustados próximos de zero ou negativos entre 2004 (-0.367) e 2009 (0.033), seguida por um crescimento acentuado a partir de 2018, culminando no valor máximo previsto em 2024 (0.418). De maneira oposta, *Pionopsitta pileata* (LC) exibiu uma tendência de declínio significativa ao longo de toda a série temporal (EDF ≈ 1.175 , $F = 8.886$, $p = 0.007$), com seus valores ajustados diminuindo de 0.154 em 2004 para -0.199 em 2024. Para *Guaruba guarouba* (VU), o efeito temporal não foi significativo (EDF ≈ 1.333 , $F = 0.079$, $p = 0.883$), indicando relativa estabilidade populacional neste período mais recente.

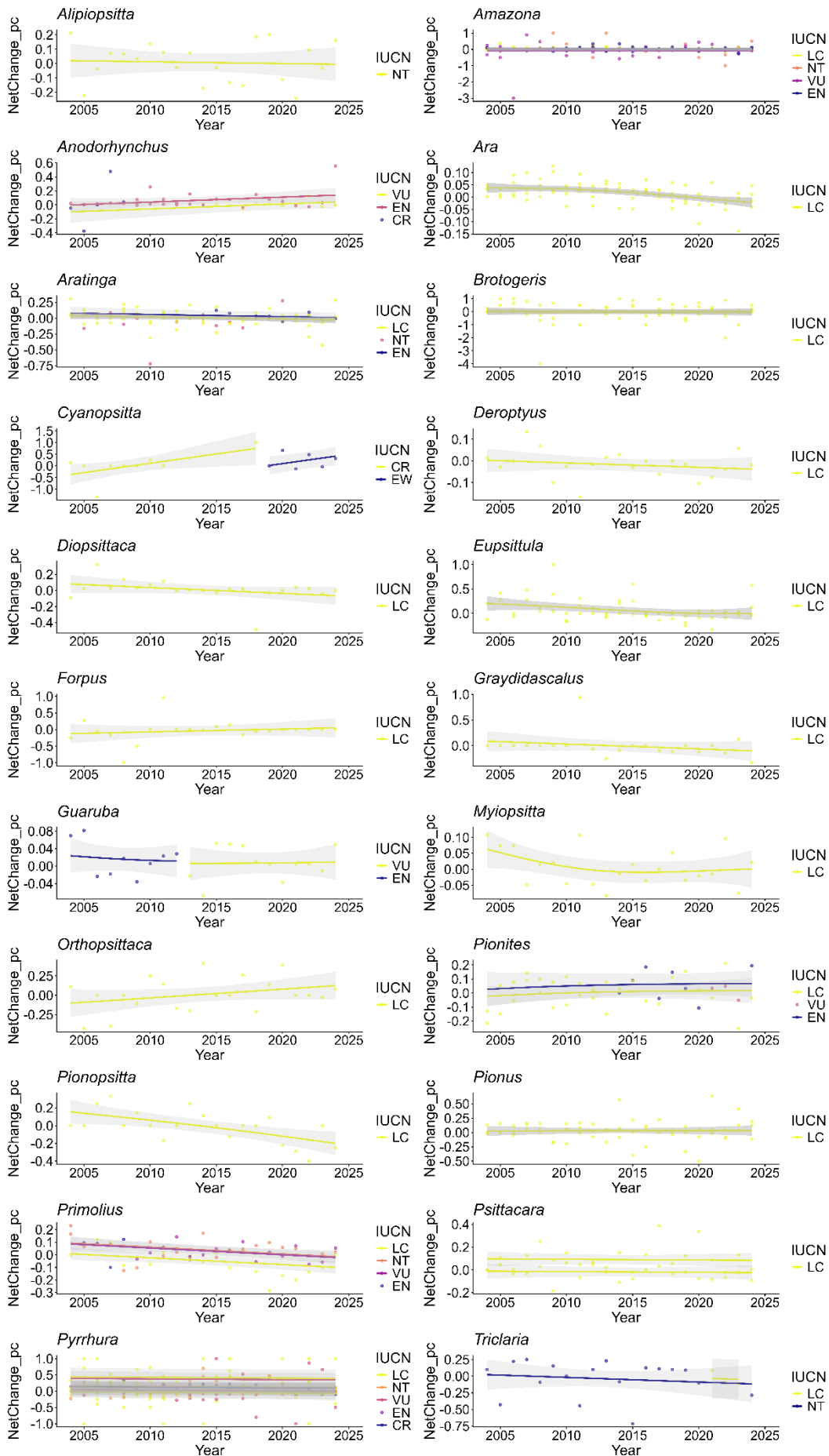


Figura 4: Trajetórias temporais da variação líquida populacional per capita (NetChange_pc) para os gêneros de Psittacidae entre 2004 e 2024. Os pontos representam os valores observados, e as linhas contínuas indicam os ajustes obtidos pelos modelos GAM para cada espécie. As áreas sombreadas correspondem aos intervalos de confiança de 95% das estimativas suavizadas. A cor das linhas e dos pontos indica o grau de ameaça segundo a IUCN (Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR); Extinta na Natureza (EW)).

A análise das taxas populacionais das espécies de Psittacidae revelou ampla variação entre as espécies quanto à natalidade, mortalidade, aquisições e variação líquida (NetChange). A taxa média de natalidade variou de $0,00 \pm 0,00\%$ em espécies como *Brotogeris cyanoptera* e *Eupsittula cactorum*, a $128,57 \pm 197,60\%$ em *Pyrrhura perlata coerulescens*. As taxas médias de mortalidade oscilaram entre $0,00 \pm 0,00\%$ (*Pyrrhura egregia*) e $38,56 \pm 96,02\%$ (*Brotogeris tirica*), enquanto as aquisições médias variaram de $0,71 \pm 3,19\%$ (*Graydidascalus brachyurus*) a $194,23 \pm 650,34\%$ (*Brotogeris tirica*). A variação líquida (NetChange) apresentou médias negativas em algumas espécies, indicando declínio populacional, como em *Brotogeris cyanoptera* ($-23,58 \pm 106,32\%$) e *Pyrrhura picta* ($-8,48 \pm 37,93\%$), e médias positivas em outras, como *Pyrrhura perlata coerulescens* ($52,08 \pm 60,05\%$) e *Pyrrhura molinae* ($13,69 \pm 23,10\%$). Esses resultados detalhados, incluindo médias e desvios-padrão de cada taxa por espécie, são apresentados na Tabela 3.

Tabela 5: Estatísticas descritivas das taxas de natalidade, mortalidade, aquisições e da variação líquida per capita (NetChange_pc) para espécies de Psittacidae, apresentadas como média \pm desvio padrão (SD). Categorias IUCN: Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR); Extinta na Natureza (EW).

Espécies	IUCN	Natalidade	Mortalidade	Aquisições	NetChange
<i>Alipiopsitta xanthops</i>	NT	6.50 ± 6.57	6.25 ± 4.79	4.82 ± 6.78	0.74 ± 13.97
<i>Amazona aestiva</i>	NT	1.15 ± 0.28	6.29 ± 2.16	10.85 ± 2.11	1.13 ± 2.42
<i>Amazona aestiva</i>	LC	4.56 ± 3.15	5.29 ± 1.44	9.36 ± 4.91	2.33 ± 4.36
<i>Amazona amazonica</i>	LC	3.33 ± 2.11	6.64 ± 2.11	8.71 ± 3.47	1.69 ± 4.94
<i>Amazona autumnalis</i>	LC	1.62 ± 1.57	5.37 ± 3.45	10.85 ± 5.93	3.80 ± 5.73
<i>Amazona brasiliensis</i>	VU	4.13 ± 3.47	5.53 ± 2.96	5.02 ± 5.56	1.64 ± 7.09

Espécies	IUCN	Natalidade	Mortalidade	Aquisições	NetChange
<i>Amazona brasiliensis</i>	NT	5.23 ± 3.30	9.69 ± 4.16	4.93 ± 9.05	-2.84 ± 13.69
<i>Amazona dufresniana</i>	NT	0.00 ± 0.00	14.44 ± 28.78	36.67 ± 71.88	7.29 ± 50.91
<i>Amazona farinosa</i>	NT	0.66 ± 0.79	6.92 ± 3.26	8.01 ± 3.40	-0.05 ± 6.37
<i>Amazona farinosa</i>	LC	3.27 ± 4.33	5.84 ± 3.63	9.63 ± 4.45	3.14 ± 6.87
<i>Amazona festiva</i>	NT	9.08 ± 2.52	8.71 ± 3.24	2.22 ± 3.45	-6.07 ± 4.44
<i>Amazona festiva</i>	LC	7.45 ± 16.29	5.33 ± 3.69	5.51 ± 4.30	2.79 ± 11.77
<i>Amazona ochrocephala</i>	LC	1.01 ± 0.91	5.31 ± 2.55	11.29 ± 5.34	2.74 ± 5.84
<i>Amazona pretei</i>	VU	45.45 ± 178.49	15.52 ± 18.75	15.64 ± 26.10	-16.35 ± 74.57
<i>Amazona rhodocorytha</i>	EN	2.62 ± 8.05	6.16 ± 5.90	15.86 ± 16.78	5.17 ± 15.67
<i>Amazona rhodocorytha</i>	VU	0.67 ± 1.23	4.62 ± 3.02	6.26 ± 5.52	-4.16 ± 10.53
<i>Amazona vinacea</i>	EN	9.83 ± 3.94	14.26 ± 6.24	10.04 ± 7.83	1.25 ± 10.37
<i>Amazona vinacea</i>	VU	10.02 ± 6.97	10.04 ± 3.09	6.92 ± 7.50	7.31 ± 13.66
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	EN	4.73 ± 1.20	5.65 ± 0.57	3.85 ± 0.94	1.54 ± 1.16
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	VU	4.69 ± 1.86	6.08 ± 1.71	3.70 ± 4.69	0.64 ± 4.47
<i>Anodorhynchus leari</i>	CR	4.21 ± 5.89	0.00 ± 0.00	14.06 ± 28.12	1.99 ± 30.46
<i>Anodorhynchus leari</i>	EN	5.90 ± 4.73	1.53 ± 1.81	11.53 ± 28.94	9.51 ± 14.45
<i>Ara ararauna</i>	LC	3.50 ± 1.32	4.02 ± 0.95	6.13 ± 1.43	2.13 ± 2.25
<i>Ara chloropterus</i>	LC	3.67 ± 0.84	4.46 ± 1.19	4.96 ± 1.19	1.02 ± 2.02
<i>Ara macao</i>	LC	5.48 ± 2.60	3.91 ± 1.69	2.68 ± 1.26	2.04 ± 4.37
<i>Ara severus</i>	LC	3.80 ± 3.86	6.30 ± 3.23	8.87 ± 5.31	1.40 ± 6.83
<i>Aratinga auricapillus</i>	NT	3.29 ± 5.05	6.12 ± 4.57	4.30 ± 10.00	-4.79 ± 20.26

Espécies	IUCN	Natalidade	Mortalidade	Aquisições	NetChange
<i>Aratinga auricapillus</i>	LC	5.26 ± 9.12	13.42 ± 18.87	1.67 ± 2.89	-8.15 ± 23.27
<i>Aratinga jandaya</i>	LC	4.69 ± 2.54	9.68 ± 4.54	10.39 ± 6.53	0.35 ± 11.31
<i>Aratinga nenday</i>	LC	4.88 ± 2.87	7.62 ± 3.60	3.38 ± 2.85	-0.89 ± 5.03
<i>Aratinga solstitialis</i>	EN	12.08 ± 2.67	12.69 ± 1.69	7.51 ± 4.01	2.80 ± 5.16
<i>Aratinga solstitialis</i>	LC	13.06 ± 2.24	11.28 ± 0.99	9.30 ± 3.34	6.39 ± 3.27
<i>Aratinga weddellii</i>	LC	1.97 ± 5.47	4.21 ± 5.29	10.64 ± 11.14	1.97 ± 15.70
<i>Brotogeris chiriri</i>	LC	1.25 ± 5.59	19.43 ± 25.14	33.84 ± 47.44	6.00 ± 28.33
<i>Brotogeris cyanoptera</i>	LC	0.00 ± 0.00	25.25 ± 38.66	64.64 ± 94.48	-23.58 ± 106.32
<i>Brotogeris sanctithomae</i>	LC	0.00 ± 0.00	2.25 ± 6.97	3.33 ± 14.91	-0.87 ± 12.88
<i>Brotogeris tirica</i>	LC	6.00 ± 24.23	38.56 ± 96.02	194.23 ± 650.34	10.81 ± 60.54
<i>Brotogeris versicolurus</i>	LC	0.00 ± 0.00	10.51 ± 25.45	110.89 ± 277.81	14.84 ± 47.11
<i>Cyanopsitta spixii</i>	EW	0.00 ± 0.00	5.23 ± 6.90	88.67 ± 102.35	21.84 ± 31.95
<i>Cyanopsitta spixii</i>	CR	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	22.92 ± 52.66	0.66 ± 59.79
<i>Deroptyus accipitrinus</i>	LC	2.99 ± 2.56	6.63 ± 3.07	5.90 ± 5.10	-1.75 ± 6.48
<i>Diopsittaca nobilis</i>	LC	10.58 ± 10.98	8.60 ± 4.56	5.78 ± 5.67	0.82 ± 14.07
<i>Eupsittula aurea</i>	LC	4.48 ± 5.45	9.51 ± 8.71	16.00 ± 20.40	4.22 ± 16.10
<i>Eupsittula cactorum</i>	LC	0.00 ± 0.00	9.67 ± 26.22	30.00 ± 84.09	9.93 ± 33.69
<i>Eupsittula pertinax</i>	LC	8.31 ± 13.42	14.73 ± 8.75	22.16 ± 25.29	6.93 ± 17.62
<i>Forpus passerius</i>	LC	2.18 ± 5.16	7.52 ± 10.30	129.06 ± 558.16	-3.71 ± 34.43

Espécies	IUCN	Natalidade	Mortalidade	Aquisições	NetChange
<i>Graydidascalus brachyurus</i>	LC	109.37 ± 468.68	38.51 ± 132.70	0.71 ± 3.19	-0.75 ± 23.85
<i>Guaruba guarouba</i>	EN	6.66 ± 3.80	8.84 ± 2.24	5.16 ± 2.63	1.65 ± 4.01
<i>Guaruba guarouba</i>	VU	7.49 ± 3.15	10.09 ± 1.59	4.87 ± 2.85	0.72 ± 3.82
<i>Myiopsitta monachus</i>	LC	10.29 ± 3.71	12.30 ± 3.12	6.18 ± 3.61	0.78 ± 5.84
<i>Orthopsittaca manilatus</i>	LC	1.94 ± 4.42	14.45 ± 10.18	20.54 ± 24.84	1.12 ± 22.08
<i>Pionites leucogaster</i>	EN	15.71 ± 8.32	11.88 ± 6.54	13.00 ± 11.64	6.31 ± 10.97
<i>Pionites leucogaster</i>	VU	11.86 ± 5.18	15.22 ± 5.30	10.18 ± 5.12	1.06 ± 5.45
<i>Pionites leucogaster</i>	LC	9.17 ± 6.77	9.69 ± 5.14	5.86 ± 3.82	-1.26 ± 11.72
<i>Pionites melanocephalus</i>	LC	4.89 ± 3.39	10.24 ± 5.34	14.04 ± 10.78	0.77 ± 11.14
<i>Pionopsitta pileata</i>	LC	6.08 ± 18.14	17.92 ± 29.18	15.74 ± 18.64	-1.29 ± 18.31
<i>Pionus fuscus</i>	LC	28.22 ± 62.88	14.10 ± 14.26	11.76 ± 15.52	0.69 ± 29.10
<i>Pionus maximiliani</i>	LC	4.23 ± 5.41	5.18 ± 5.31	10.25 ± 8.18	6.23 ± 8.50
<i>Pionus menstruus</i>	LC	3.15 ± 3.85	9.13 ± 4.24	14.61 ± 7.93	2.36 ± 8.99
<i>Primolius auricollis</i>	LC	3.45 ± 4.93	9.38 ± 6.78	6.44 ± 6.06	-4.51 ± 10.38
<i>Primolius couloni</i>	EN	17.12 ± 4.04	7.49 ± 1.47	3.11 ± 3.94	5.16 ± 10.21
<i>Primolius couloni</i>	VU	12.11 ± 4.03	6.67 ± 2.92	2.77 ± 2.66	1.90 ± 6.04
<i>Primolius couloni</i>	NT	NaN ± NA	NaN ± NA	NaN ± NA	23.08 ± NA
<i>Primolius maracana</i>	NT	6.39 ± 3.84	5.39 ± 3.27	5.92 ± 3.93	3.70 ± 7.42
<i>Psittacara acuticaudatus</i>	LC	3.25 ± 2.40	7.87 ± 5.03	5.82 ± 5.23	-2.10 ± 7.43
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	LC	3.07 ± 3.76	3.62 ± 3.48	14.81 ± 17.25	9.49 ± 11.53
<i>Pyrrhura cruentata</i>	VU	10.86 ± 8.21	11.01 ± 5.59	8.98 ± 12.20	2.56 ± 11.62
<i>Pyrrhura egregia</i>	LC	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	100.00 ± 141.42	66.67 ± 57.74

Espécies	IUCN	Natalidade	Mortalidade	Aquisições	NetChange
<i>Pyrrhura frontalis</i>	LC	11.22 ± 15.93	13.94 ± 11.46	35.40 ± 62.48	11.92 ± 28.50
<i>Pyrrhura griseipectus</i>	CR	27.97 ± 22.44	18.01 ± 14.81	9.42 ± 16.69	11.06 ± 15.00
<i>Pyrrhura griseipectus</i>	EN	50.37 ± 75.66	72.03 ± 77.05	64.43 ± 62.63	13.87 ± 16.71
<i>Pyrrhura leucotis</i>	VU	NaN ± NA	NaN ± NA	NaN ± NA	15.00 ± NA
<i>Pyrrhura leucotis</i>	NT	7.12 ± 7.75	10.81 ± 7.18	10.14 ± 9.42	8.52 ± 17.58
<i>Pyrrhura leucotis</i>	LC	33.81 ± 82.17	6.61 ± 10.63	0.00 ± 0.00	4.67 ± 27.20
<i>Pyrrhura melanura</i>	LC	0.00 ± 0.00	3.70 ± 11.11	22.22 ± 66.67	-8.33 ± 42.49
<i>Pyrrhura molinae</i>	LC	8.49 ± 6.69	11.11 ± 6.07	26.33 ± 28.15	13.69 ± 23.10
<i>Pyrrhura perlata</i>	VU	12.89 ± 13.97	11.77 ± 5.51	24.57 ± 37.52	7.60 ± 22.75
<i>Pyrrhura perlata</i>	LC	10.81 ± 15.46	32.45 ± 35.37	44.87 ± 50.70	8.47 ± 23.74
<i>Pyrrhura perlata coerulescens</i>	VU	150.00 ± 300.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	23.33 ± 59.63
<i>Pyrrhura perlata coerulescens</i>	LC	250.00 ± 353.55	0.00 ± 0.00	33.33 ± 47.14	100.00 ± 0.00
<i>Pyrrhura picta</i>	VU	35.56 ± 110.50	24.50 ± 20.00	48.11 ± 110.49	-17.87 ± 47.51
<i>Pyrrhura picta</i>	NT	24.13 ± 26.28	14.99 ± 7.65	4.27 ± 7.61	3.20 ± 24.08
<i>Pyrrhura picta</i>	LC	0.00 ± NA	13.33 ± NA	20.00 ± NA	-3.57 ± 5.05
<i>Pyrrhura roseifrons</i>	LC	2.67 ± 8.21	19.86 ± 34.20	33.84 ± 57.75	-0.97 ± 41.35
<i>Pyrrhura rupicola</i>	NT	0.00 ± 0.00	3.78 ± 5.24	49.90 ± 82.08	16.61 ± 27.78
<i>Pyrrhura rupicola</i>	LC	0.62 ± 1.98	7.67 ± 14.77	4.58 ± 10.84	-2.84 ± 48.04
<i>Triclaria malachitacea</i>	NT	24.04 ± 22.43	17.38 ± 17.11	1.19 ± 3.46	-3.69 ± 26.89

Espécies	IUCN	Natalidade	Mortalidade	Aquisições	NetChange
<i>Triclaria malachitacea</i>	LC	0.00 ± 0.00	9.55 ± 0.64	4.55 ± 6.43	-4.01 ± 11.36

A análise temporal das taxas de natalidade, mortalidade, aquisições e da variação líquida per capita (NetChange_pc) por gênero de Psittacidae (2004–2024) revela padrões distintos de crescimento populacional. Considerando os valores de NetChange, que incorporam o efeito combinado de nascimentos, mortes, aquisições e disposições de indivíduos, observa-se que alguns gêneros apresentam tendência geral de crescimento, enquanto outros apresentam declínio populacional. Por exemplo, gêneros como *Amazona*, *Anodorhynchus* e *Pyrrhura* apresentam NetChange médio positivo, indicando incremento líquido, enquanto gêneros como *Ara*, *Aratinga* e *Primolius* apresentam NetChange próximo de zero ou negativo, sugerindo estabilidade ou declínio (Figura 5). Ao decompor os componentes do NetChange, nota-se que o crescimento observado em muitos dos gêneros não é impulsionado pela natalidade, que permanece relativamente baixa em quase todos os casos, mas sim pelas aquisições de indivíduos, especialmente em espécies com NetChange positivo mais pronunciado (Figura 5). Por outro lado, a mortalidade mostra-se um fator limitante consistente, com valores que frequentemente superam a taxa de natalidade, reforçando a dependência das aquisições para sustentar ou aumentar o tamanho da população (Figura 5).

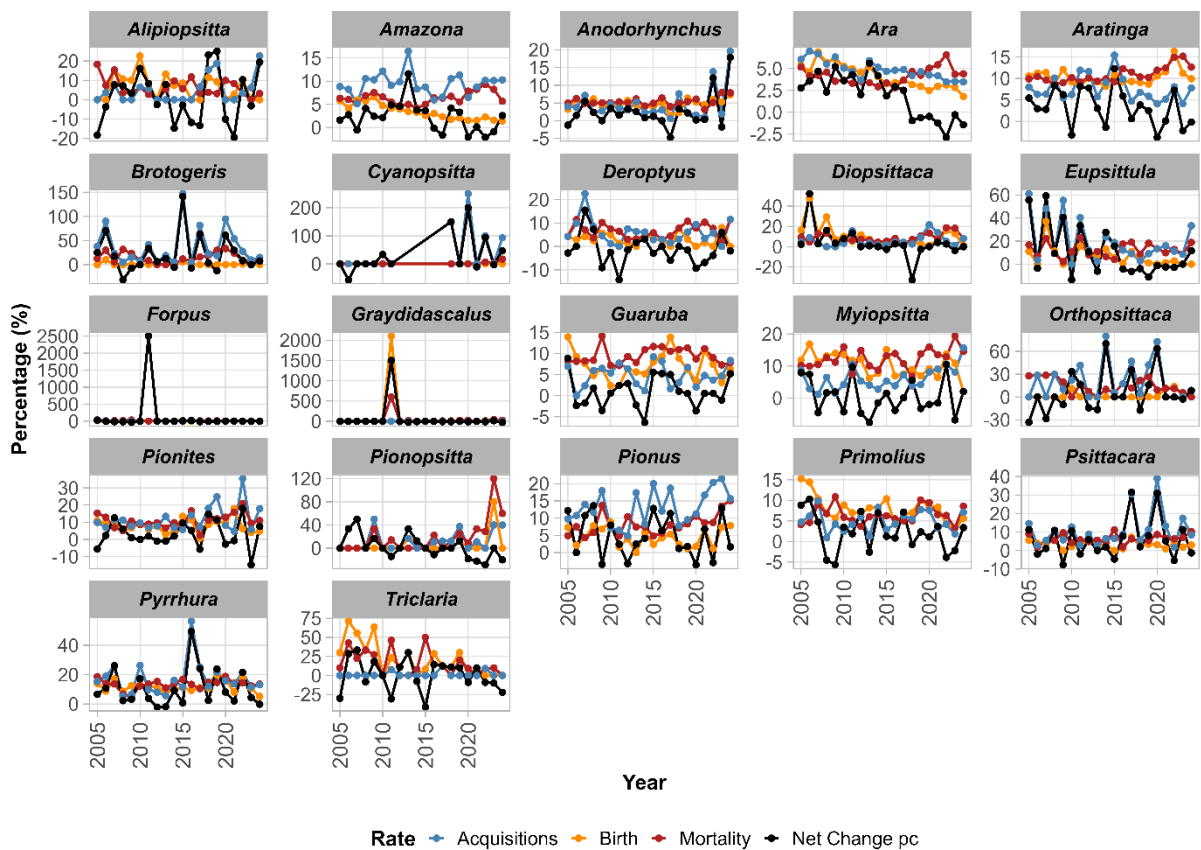


Figura 5: Taxas anuais de natalidade, mortalidade, aquisições e variação líquida per capita (NetChange_pc) agregadas por gênero de Psittacidae entre 2004 e 2024. Cada painel representa um gênero distinto, com linhas coloridas indicando as diferentes taxas: laranja = taxa de natalidade, vermelha = taxa de mortalidade, azul = taxa de aquisições, preta = variação líquida per capita (NetChange_pc). Os valores são expressos em porcentagem relativa ao total de indivíduos do ano anterior, o que permite visualizar como os diferentes processos demográficos contribuem para a dinâmica populacional de cada gênero.

O modelo GAMM ajustado para explicar a variação populacional líquida (NetChange_pc) em função da razão sexual e do status de ameaça da IUCN revelou alguns padrões, embora o ajuste geral do modelo seja relativamente baixo (R^2 ajustado = 0,013; deviance explicada = 1,98%). A suavização da razão sexual (SexRatio) foi estatisticamente significativa (edf = 3,307; $F = 4,264$; $p = 0,0113$), indicando que a proporção de machos em relação ao total de indivíduos influencia de forma sutil a dinâmica de crescimento populacional. A curva prevista apresenta um comportamento em “S”: para razões sexuais baixas a moderadas

(0–0,45), o NetChange aumenta, atingindo um pico em torno de 0,45; entre 0,45 e 0,75, observa-se um declínio contínuo, sugerindo que proporções equilibradas ou ligeiramente masculinizadas estão associadas a uma redução no crescimento líquido. Para razões sexuais muito altas (0,75–1, praticamente populações compostas quase exclusivamente por machos), o modelo indica um aumento do NetChange; no entanto, esta faixa contém poucas observações, e os intervalos de confiança são amplos, refletindo alta incerteza na estimativa. É importante lembrar que o NetChange inclui não apenas nascimentos e mortes, mas também aquisições e disposições de indivíduos, o que permite valores positivos mesmo em populações quase exclusivamente masculinas (Figura 6).

Em relação ao status da IUCN, o maior NetChange previsto foi observado para espécies EW (Extinto na natureza), embora com ampla margem de erro (Estimate = 15,043; SE = 10,503; $t = 1,432$; $p = 0,152$), seguido de uma queda acentuada até espécies VU (Vulnerável) (Estimate = -6,347; SE = 4,797; $t = -1,323$; $p = 0,186$). Em seguida, os valores aumentam novamente para NT (Quase ameaçado) (Estimate = -3,732; SE = 4,748; $t = -0,786$; $p = 0,432$) e LC (Pouco preocupante) (Estimate = -2,537; SE = 4,406; $t = -0,576$; $p = 0,565$), indicando que espécies em diferentes categorias de ameaça podem apresentar variações na dinâmica populacional líquida, possivelmente associadas à história de manejo, ao esforço de conservação ou ao tamanho populacional residual (Figura 6). O intercepto do modelo não foi estatisticamente significativo (Estimate = 6,124; SE = 4,324; $t = 1,416$; $p = 0,157$), sugerindo variações consideráveis na linha de base entre as espécies analisadas.

(A)

(B)

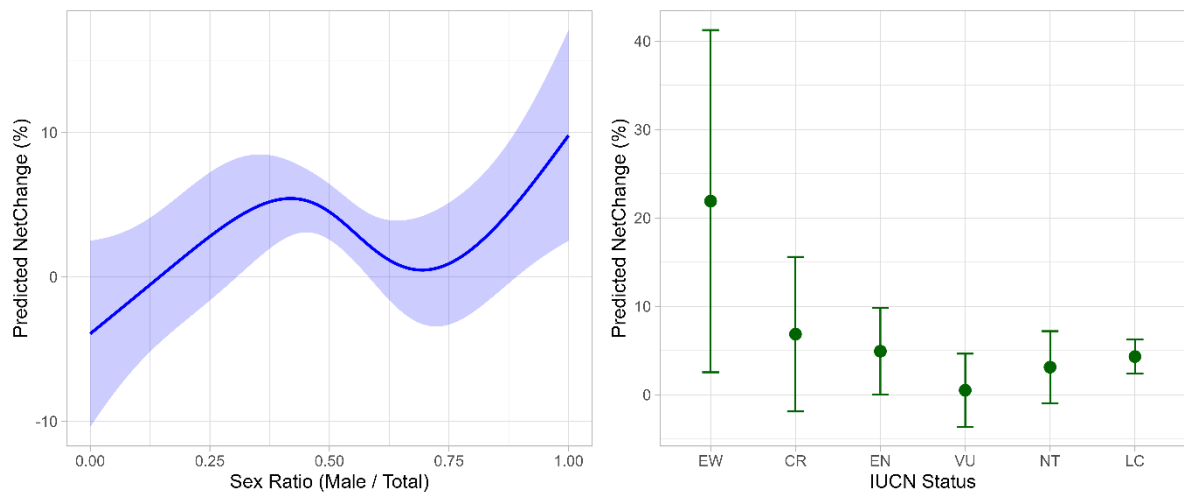


Figura 6: Efeitos previstos da razão sexual e das categorias de conservação da IUCN sobre o NetChange (%). **(A)** Efeito suave da razão sexual (SexRatio = Machos / Total) sobre o NetChange previsto pelo GAMM, com linha sólida representando a previsão e área sombreada representando o intervalo de confiança de 95%. **(B)** Efeito das categorias da IUCN sobre o NetChange previsto, com pontos representando a previsão do GAMM e barras de erro, o intervalo de confiança de 95%. Categorias IUCN: Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR); Extinta na Natureza (EW).

A análise GAMM indicou que o volume de comércio registrado foi influenciado significativamente pelo nível de ameaça, pelo tamanho das populações mantidas em cativeiro, pelas regiões de importação e exportação, pelos propósitos declarados de uso e pelas origens dos espécimes. O efeito fixo de $\log_captive$ foi positivo e estatisticamente significativo (Estimate = 0.08846, SE = 0.03117, $t = 2.838$, $p = 0.004545$), indicando que maiores populações em cativeiro estão associadas a volumes mais elevados de comércio. O nível de ameaça também apresentou efeito positivo significativo (Estimate = 0.05635, SE = 0.02521, $t = 2.235$, $p = 0.025446$), sugerindo que espécies menos ameaçadas estão sendo comercializadas em maiores quantidades. Entre as regiões importadoras, a Ásia exerceu forte influência positiva no comércio (Estimate = 1.24640, SE = 0.04198, $t = 29.694$, $p < 2e-16$), enquanto Américas (Estimate = 0.16592, $p = 0.000769$) e Europa (Estimate = 0.19374, $p = 3.49e-05$) também apresentaram efeitos positivos, indicando maior demanda nessas regiões (Figura 7). Em contraste, todas as regiões exportadoras apresentaram efeitos negativos significativos, incluindo

Américas (Estimate = -0.56323, SE = 0.04296, t = -13.110, p < 2e-16), Ásia (Estimate = -0.94363, SE = 0.04159, t = -22.690, p < 2e-16), Europa (Estimate = -1.16765, SE = 0.04049, t = -28.842, p < 2e-16) e Oceania (Estimate = -1.77146, SE = 0.17098, t = -10.360, p < 2e-16), indicando menores volumes exportados em relação à categoria de referência (África) (Figura 7).

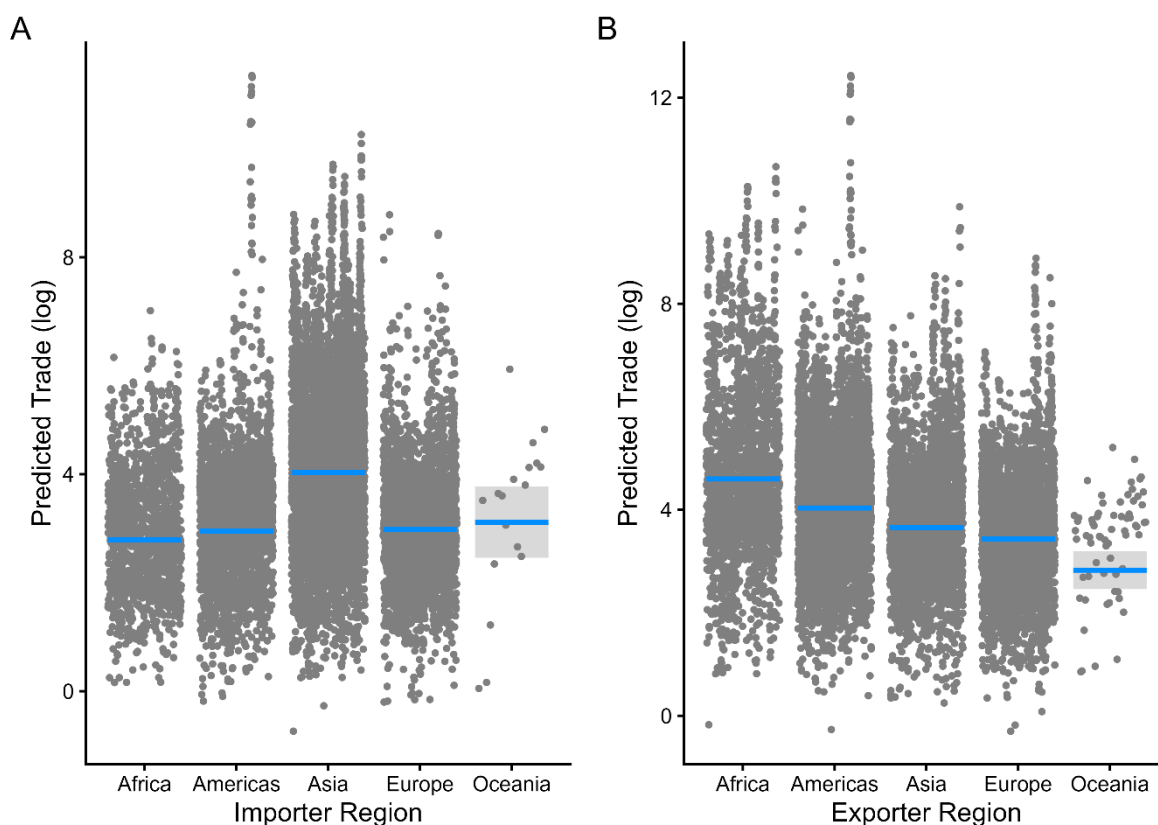


Figura 7: Comércio previsto de papagaios por região. **(A)** Comércio previsto por região importadora. **(B)** Comércio previsto por região exportadora. Os valores foram ajustados por nível de ameaça da IUCN, tamanho da população em cativeiro, finalidade do comércio (purpose), origem (source) e ano, com base no modelo GAMM. Os pontos representam a predição ajustada do modelo (log-transformada) para cada região, e a linha indica a média do comércio ajustado pelo modelo.

A análise GAMM também revelou que os propósitos declarados de utilização dos espécimes influenciaram significativamente o volume de comércio registrado (Figura 8). Entre os propósitos, o código T (Commercial) apresentou o maior efeito positivo (Estimate = 1.02881, SE = 0.04100, t = 25.095, p < 2e-16), indicando que transações comerciais

representam o principal motivo do volume total negociado. Outros propósitos com efeitos positivos incluíram N (Reintroduction), com efeito significativo, porém moderado (Estimate = 0.50525, SE = 0.25636, $t = 1.971$, $p = 0.0488$). Em contraste, diversos propósitos apresentaram efeitos negativos e significativos, como P (Personal use) (Estimate = -0.80463, SE = 0.04593, $t = -17.520$, $p < 2e-16$), Q (Circus/exhibition) (Estimate = -0.54116, SE = 0.08754, $t = -6.182$, $p = 6.53e-10$), S (Scientific) (Estimate = -0.54714, SE = 0.20607, $t = -2.655$, $p = 0.00794$) e H (Hunting trophy) (Estimate = -2.94647, SE = 0.76262, $t = -3.864$, $p = 0.000112$), refletindo a natureza pontual e de menor escala desses tipos de transações. Da mesma forma, a origem dos espécimes (Source) também apresentou efeitos contrastantes sobre o comércio (Figura 8).

A categoria W (Wild) apresentou efeito positivo expressivo (Estimate = 0.76507, SE = 0.03759, $t = 20.351$, $p < 2e-16$), indicando que espécimes retirados diretamente da natureza contribuem substancialmente para o volume total comercializado. Em sentido oposto, origens associadas à produção controlada apresentaram efeitos negativos significativos, como D (Appendix-I bred for commercial purposes) (Estimate = -0.96868, SE = 0.13861, $t = -6.988$, $p = 2.92e-12$), F (Born in captivity but not bred in captivity) (Estimate = -0.58147, SE = 0.03782, $t = -15.374$, $p < 2e-16$), I (Confiscated) (Estimate = -0.81587, SE = 0.10504, $t = -7.767$, $p = 8.66e-15$), U (Unknown origin) (Estimate = -0.66108, SE = 0.07956, $t = -8.309$, $p < 2e-16$) e O (Pre-Convention) (Estimate = -0.37565, SE = 0.12160, $t = -3.089$, $p = 0.0020$).

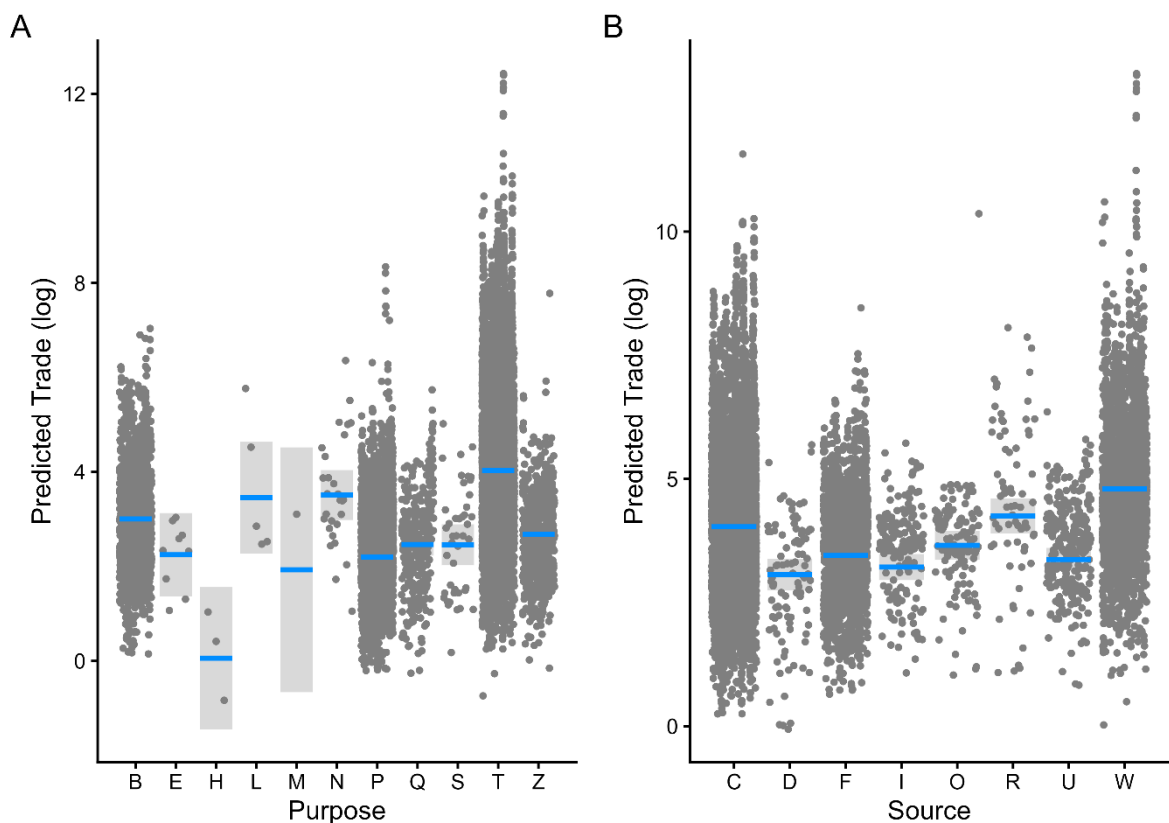


Figura 8: Efeitos das categorias Objetivo da transação (A) ou Purpose e Origem do espécime ou Source (B) sobre o comércio previsto de Psittacidae (log), ajustados pelo modelo GAMM. Os valores previstos consideram os efeitos médios das demais variáveis do modelo (população cativa, regiões de importação e exportação, ano e nível de ameaça da IUCN). Siglas de Purpose (objetivo da transação): B = Reprodução em cativeiro ou propagação artificial; E = Educacional; G = Jardim botânico; H = Troféu de caça; L = Aplicação da lei/jurídico/forense; M = Medicina (incluindo pesquisa biomédica); N = Reintrodução ou introdução na natureza; P = Pessoal; Q = Circos ou Exposições itinerantes; S = Científico; T = Comercial; Z = Zoológico. Siglas de Source (origem do espécime): A = Plantas propagadas artificialmente; C = Animais criados em cativeiro; D = Animais/Plantas do Apêndice I criados em cativeiro para fins comerciais; F = Animais nascidos em cativeiro (F1+) que não cumprem 'criados em cativeiro'; I = Espécimens confiscados/apreendidos; O = Espécimens pré-Convenção; R = Espécimens criados por ranchos; U = Fonte desconhecida; W = Retirados da natureza; X = Espécimens marinhos for a da jurisdição estadual; Y = “Plantas que atendem aos critérios de “produção assistida””.

O termo suave $s(\text{year})$ foi altamente significativo ($\text{edf} = 10.05$, $F = 5.933$, $p < 0.001$), revelando uma variação temporal complexa e não linear no volume de comércio ao longo dos anos. Esse padrão indica que o comércio apresentou períodos de aumento e de redução que não seguem uma tendência linear simples, sugerindo a possível influência de fatores históricos, econômicos, regulatórios ou de mudanças globais na demanda, afetando o comércio internacional de espécies ao longo do tempo.

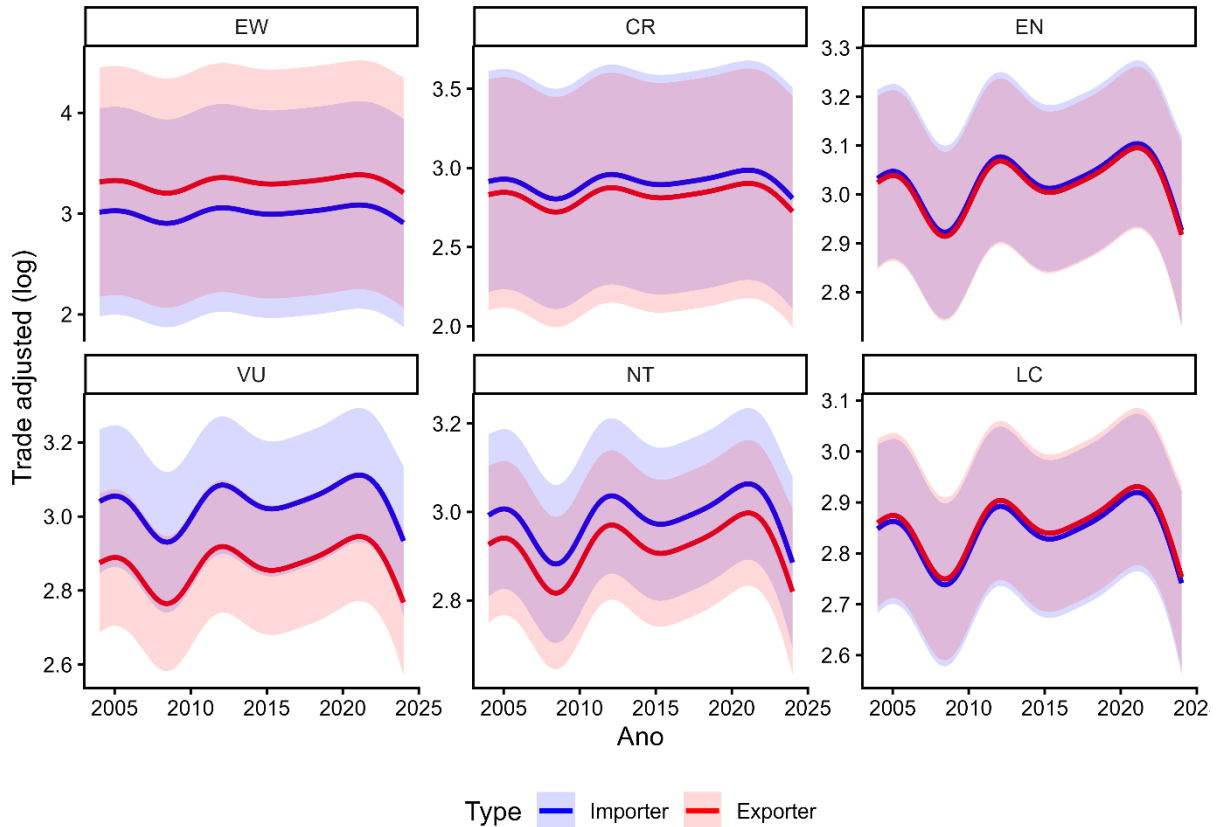


Figura 9: Curvas temporais previstas do comércio de espécies de papagaios por categoria de risco da IUCN e por tipo de comércio. As linhas representam as previsões do modelo GAMM para cada ano, separadas em comércio de importação (azul) e de exportação (vermelho). As faixas sombreadas indicam os intervalos de confiança de 95% da previsão. Cada painel corresponde a uma categoria de risco da IUCN. Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR); Extinta na Natureza (EW).

5. DISCUSSÃO

Neste estudo, foi avaliada a contribuição dos zoológicos para a conservação *ex situ* de Psittacidae brasileiros, testando hipóteses relacionadas ao crescimento demográfico, ao efeito do grau de ameaça, à razão sexual e à relação entre populações em cativeiro e o comércio internacional. Os resultados não corroboram a hipótese de crescimento demográfico consistente das populações *ex situ* ao longo do período analisado, uma vez que a taxa de nascimentos apresentou tendência temporal negativa e a variação populacional per capita indicou, na maioria das espécies, estabilidade ou declínio populacional, frequentemente sustentado por aquisições e não por reprodução. Da mesma forma, não encontramos evidências de que espécies mais ameaçadas apresentem maior sucesso reprodutivo em cativeiro, refutando a expectativa de que categorias VU, EN e CR exibiriam crescimento demográfico mais pronunciado. A hipótese de que populações demograficamente estáveis ou em crescimento apresentariam razão sexual próxima do equilíbrio foi parcialmente corroborada, uma vez que a razão sexual influenciou significativamente o NetChange, embora de maneira não linear e com efeitos modestos. Por fim, os resultados corroboram a hipótese de uma relação inversa entre grau de ameaça e volume de comércio internacional, indicando que espécies menos ameaçadas concentram maiores registros comerciais, enquanto espécies mais ameaçadas apresentam comércio mais restrito. Em conjunto, esses achados sugerem que, embora os zoológicos desempenhem papel relevante na manutenção *ex situ* de Psittacidae, sua contribuição para o crescimento populacional sustentável via reprodução ainda é limitada e heterogênea entre espécies, reforçando a necessidade de estratégias de manejo mais direcionadas e integradas às políticas globais de conservação e regulação do comércio.

À luz desses resultados, torna-se evidente que os limites observados no crescimento populacional *ex situ* de psitacídeos brasileiros não podem ser interpretados isoladamente, mas devem ser compreendidos no contexto dos desafios biológicos e ecológicos inerentes ao grupo. A conservação de Psittacidae é fortemente condicionada por características intrínsecas de sua biologia reprodutiva, incluindo maturidade sexual tardia, baixa produtividade anual e elevada dependência de cavidades específicas para nidificação, frequentemente escassas ou disputadas (Renton et al., 2015). A esses fatores somam-se pressões externas recorrentes, como mortalidade elevada, doenças e históricos de exploração antrópica, que amplificam a vulnerabilidade populacional das espécies (Marsden; Royle, 2015). Nesse cenário, as instituições zoológicas emergem como potenciais refúgios demográficos, ao manter indivíduos vivos e, ao menos em parte, funcionalmente reprodutivos ao longo do tempo (Che-Castaldo et al., 2021). Esse papel é discutido na literatura internacional sob o conceito de “populações de

segurança (assurance populations), que se refere à manutenção de populações *ex situ* com o objetivo de preservar diversidade genética, reduzir o risco de extinção estocástica e subsidiar, quando viável, futuras ações de reforço populacional ou reintrodução na natureza (IUCN/SSC – WPaSG, 2025).

Apesar desse potencial teórico, os resultados do presente estudo indicam que a função das instituições zoológicas como refúgios demográficos enfrenta limitações práticas importantes. Os valores de NetChange observados foram, em sua maioria, modestos ou negativos, sugerindo que o recrutamento biológico não tem sido suficiente para compensar a mortalidade e as saídas populacionais ao longo do tempo. Esse padrão compromete a autossustentabilidade reprodutiva das populações mantidas sob cuidados humanos, especialmente para espécies ameaçadas e com histórias de vida caracterizadas por baixa fecundidade e longos intervalos reprodutivos, como é típico dos psitacídeos, conforme já apontado por estudos sobre viabilidade populacional e manejo *ex situ* (Ballou et al., 2010; IUCN/SSC, 2014).

Esses resultados corroboram Young et al. (2011), que demonstraram que, em psitacídeos, características de história de vida, como maturidade sexual tardia, baixa produtividade anual e elevada sensibilidade ao manejo, estão associadas a taxas de crescimento populacional reduzidas em cativeiro, mesmo em contextos de manejo intensivo. Segundo os autores, essas restrições biológicas impõem limites claros à capacidade dos zoológicos de gerar excedentes demográficos consistentes, especialmente quando as populações são pequenas ou fragmentadas entre instituições. Por outro lado, estudos em larga escala sobre populações *ex situ* de vertebrados indicam que a gestão cooperativa pode, ao menos, mitigar os declínios demográficos e genéticos esperados para populações pequenas e parcialmente fechadas. Che-Castaldo et al. (2021) mostraram que, embora muitas populações mantidas em zoológicos não alcancem indicadores clássicos de viabilidade a longo prazo, a maioria também não apresenta os declínios acentuados que seriam esperados na ausência de manejo, sugerindo um papel de “contenção do declínio” mais do que de crescimento populacional efetivo. Nesse sentido, os resultados aqui apresentados são compatíveis com a interpretação de que as populações de psitacídeos em zoológicos funcionam mais como contingentes demográficos estabilizados do que como populações plenamente autossustentáveis.

Além disso, a literatura destaca que o sucesso reprodutivo e a estabilidade demográfica em cativeiro estão fortemente condicionados ao bem-estar animal (Mellor, 2020; WAZA,

2024). Estados afetivos negativos e estresse crônico, manifestados, por exemplo, por frustração, medo, agressividade, apatia ou comportamentos estereotipados e frequentemente associados a ambientes subótimos, estrutura social inadequada ou manejo inconsistente, podem inibir comportamentos reprodutivos e aumentar a suscetibilidade a doenças, retroalimentando balanços populacionais negativos (Durant et al., 2020; Mellor et al., 2020; Acharya et al., 2022; Poitras et al., 2024). Assim, mesmo sob gestão cooperativa, limitações comportamentais e fisiológicas inerentes ao cativeiro podem restringir o potencial reprodutivo dessas populações, reforçando os padrões de NetChange reduzido observados neste estudo (Young et al., 2011; Che-Castaldo et al., 2021).

Nesse contexto, a World Association of Zoos and Aquariums (WAZA, 2024) enfatiza que a reprodução *ex situ*, embora represente um comportamento biologicamente natural e, em princípio, benéfico ao bem-estar animal, não deve ser promovida de forma isolada, mas integrada a planos de manejo por espécie que estabeleçam metas claras de viabilidade demográfica, estratégias de movimentação estruturada entre instituições e objetivos genéticos de longo prazo. Na ausência dessa integração, a reprodução pode gerar implicações éticas, logísticas e conservacionistas, incluindo a produção de excedentes populacionais sem destino conservacionista, o declínio da diversidade genética, o aumento da endogamia e riscos de hibridização, comprometendo a função estratégica das populações *ex situ* (Minteer; Collins 2013; IUCN/SSC, 2014; Sauve et al., 2025).

Diante desse conjunto de restrições biológicas, comportamentais e de manejo, torna-se fundamental examinar quais componentes demográficos têm, de fato, sustentado as populações de psitacídeos mantidas sob cuidados humanos ao longo do tempo. Conforme evidenciado pela análise do NetChange, para muitas espécies avaliadas, a dinâmica populacional observada não é explicada predominantemente pelo sucesso reprodutivo, mas depende de maneira expressiva de aquisições, transferências e trocas interinstitucionais. Esse padrão torna-se particularmente evidente em espécies como *Brotogeris cyanoptera* e *Amazona pretei*, que apresentaram médias negativas de NetChange_pc apesar de registros ocasionais de natalidade, refletindo taxas elevadas de mortalidade e forte dependência de aquisições para evitar declínios mais acentuados. De forma semelhante, espécies amplamente mantidas em cativeiro e classificadas como Pouco Preocupantes, como *Brotogeris tigris* e *Brotogeris versicolurus*, exibiram elevada variabilidade interanual e valores positivos de NetChange fortemente associados a entradas de indivíduos, e não a incrementos reprodutivos consistentes. Em contraste, poucas espécies, como *Pyrrhura egregia* e *Pyrrhura perlata coerulescens*, apresentaram NetChange_pc positivo

sustentado principalmente por nascimentos, configurando exceções dentro de um cenário geral em que a estabilidade ou o crescimento populacional *ex situ* resulta majoritariamente de fluxos externos, frequentemente associados a apreensões provenientes do comércio ilegal ou a realocações institucionais.

Essa dependência estrutural de entradas externas reforça a necessidade de reorientar o manejo *ex situ* de um modelo essencialmente mantenedor para um modelo de manejo adaptativo, conforme preconizado pelas Diretrizes para o uso do manejo *ex situ* na conservação de espécies (IUCN/SSC, 2014). O manejo adaptativo configura-se como um processo contínuo de planejamento, monitoramento e ajuste de estratégias, cuja urgência é evidenciada pelo fato de que, para diversas espécies, a reprodução em cativeiro permanece insuficiente para sustentar o crescimento populacional, mesmo após décadas de manutenção sob cuidados humanos (IUCN/SSC, 2014).

Sob essa perspectiva de refinamento técnico e conceitual, um aspecto central do presente estudo é a inclusão da razão sexual como variável demográfica preditiva da dinâmica populacional de espécies mantidas *ex situ*. Os modelos GAMM indicaram que a razão sexual exerce influência estatisticamente significativa sobre o NetChange ($p = 0,0113$), apresentando um padrão não linear em forma de “S”, o que sugere a existência de limiares demográficos relevantes. De modo geral, o NetChange per capita mostrou-se mais favorável em populações com razões sexuais próximas ao equilíbrio, atingindo valores máximos em torno de 0,45, o que corresponde a um leve viés em favor de fêmeas. Esse resultado é consistente com o entendimento biológico de que razões sexuais próximas de 1:1 tendem a maximizar a formação de pares reprodutivos em espécies monogâmicas ou socialmente estruturadas, como os Psittacidae (Snyder et al., 1996; Snyder et al., 2000).

Entretanto, os resultados deste estudo sugerem que, sob condições de manejo *ex situ*, uma proporção moderadamente maior de fêmeas pode favorecer o recrutamento, possivelmente ao reduzir a competição intraespecífica entre machos e aumentar a probabilidade de formação e manutenção de pares estáveis. Esse padrão foi observado, por exemplo, em espécies como *Pyrrhura egregia* e *Pyrrhura perlata coerulescens*, nas quais razões sexuais ligeiramente enviesadas para fêmeas coincidiram com valores positivos de NetChange_pc sustentados principalmente por nascimentos. Em contraste, espécies que apresentaram excesso relativo de machos, como *Brotogeris cyanopectera* e *Amazona pretei*, exibiram NetChange_pc negativo ou

próximo da estabilidade, apesar da presença de indivíduos potencialmente reprodutivos, sugerindo limitações comportamentais ao sucesso reprodutivo.

A partir de valores próximos a 0,75, observou-se um declínio acentuado do NetChange, indicando que razões sexuais mais extremas não refletem aumento do sucesso reprodutivo, mas provavelmente dinâmicas artificiais de fluxo institucional, como o recebimento desproporcional de machos oriundos de apreensões. Esse excesso de machos pode gerar instabilidade social, aumento de interações agonísticas e dificuldades na formação e manutenção de pares, comprometendo diretamente o recrutamento de novos indivíduos (Donald, 2007; Heinsohn et al., 2018; Hall et al., 2025). Esses resultados reforçam a importância do equilíbrio demográfico em Psittacidae, ao mesmo tempo em que indicam que desvios moderados em favor de fêmeas podem representar uma condição demograficamente mais favorável sob manejo humano, em um grupo no qual agressividade intraespecífica, competição por parceiros e organização social exercem papel central no sucesso reprodutivo (Snyder et al., 1996; Snyder et al., 2000).

Paralelamente aos efeitos demográficos e de manejo discutidos acima, os resultados revelam que, diferentemente do esperado, o status de conservação das espécies não atuou como um fator limitante absoluto para o desempenho reprodutivo em cativeiro. A ausência de uma associação consistente entre a categoria de ameaça da IUCN e o sucesso reprodutivo das espécies mantidas em instituições zoológicas indica que o grau de ameaça não é, por si só, um preditor confiável do desempenho biológico *ex situ*. Esse resultado não corroborou a ideia de que espécies classificadas como Vulneráveis, Em Perigo ou Criticamente Em Perigo apresentariam maior dificuldade de manejo reprodutivo sob cuidados humanos. Isso porque essas espécies receberiam cuidados mais intensos de manejo, com investimentos maiores em termos de infraestrutura, monitoramento reprodutivo, manejo comportamental e planejamento genético. No presente estudo, por exemplo, espécies como *Pyrrhura griseipectus* (CR), *Primolius couloni* (EN), *Pionites leucogaster* (EN) e *Guaruba guarouba* (EN), apresentaram valores positivos de NetChange_pc sustentados principalmente por nascimentos, contrastando com espécies menos ameaçadas que, apesar de amplamente mantidas em cativeiro, exibiram crescimento dependente de aquisições e elevada variabilidade demográfica. Esses resultados podem sugerir que o manejo mais intenso recebido por estas espécies pode ter influenciado positivamente na sua reprodução. No contexto brasileiro, a atuação do ICMBio por meio dos Planos de Ação Nacional (PAN), como o PAN Papagaios, reforça como a articulação entre conhecimento técnico acumulado, manejo adaptativo e cooperação interinstitucional pode

reduzir diferenças esperadas de desempenho entre categorias de ameaça, resultando em respostas *ex situ* equivalentes ou, em alguns casos, superiores às observadas em espécies menos ameaçadas (ICMbio, 2017; Conway, 2000). No entanto, espécies emblemáticas como a ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*) evidenciam os limites desse modelo. Apesar de submetida a um programa de manejo *ex situ* intensivo, com controle reprodutivo rigoroso, pareamento dirigido, manejo genético internacional e alto investimento institucional, os dados disponíveis indicam que o desempenho reprodutivo obtido até o momento ainda não foi suficiente para garantir a autossustentabilidade populacional em longo prazo sob cuidados humanos, mantendo a espécie fortemente dependente de intervenções contínuas (Lugarini et al., 2021; Vercillo et al., 2023). Esse padrão é coerente com os resultados observados neste estudo, nos quais mesmo as espécies com NetChange_pc positivo podem apresentar crescimento limitado quando a dinâmica populacional permanece altamente sensível a falhas reprodutivas, restrições genéticas e perdas individuais, reforçando que o manejo intensivo, embora necessário, não é isoladamente capaz de assegurar a viabilidade *ex situ* a longo prazo (Snyder et al., 1996).

Os resultados do presente estudo indicam que poucas espécies ameaçadas avaliadas apresentam, no momento, populações *ex situ* com dinâmicas demográficas compatíveis com a implementação de programas efetivos de soltura ou reforço populacional. Várias espécies classificadas como criticamente em perigo (CR), em perigo (EN) ou vulneráveis (VU), exibiram valores médios de NetChange_pc próximos de zero, elevada variabilidade interanual ou crescimento sustentado predominantemente por aquisições e não por nascimentos. Por exemplo, espécies ameaçadas como *Amazona pretei* (VU) e *Pyrrhura picta* (VU) apresentaram médias negativas de NetChange_pc e grande amplitude de flutuação populacional, refletindo dinâmicas instáveis e fortemente sensíveis a perdas individuais. De forma semelhante, espécies como *Anodorhynchus leari* (CR) e *Anodorhynchus hyacinthinus* (EN) exibiram crescimento líquido modesto e altamente dependente de entradas externas, apesar de esforços de manejo intensivo.

Em contraste, apenas um número restrito de espécies ameaçadas, como *Pyrrhura griseipectus* (CR), *Primolius couloni* (EN), *Pionites leucogaster* (EN) e *Guaruba guarouba* (EN), apresentou valores positivos de NetChange_pc sustentados principalmente por nascimentos, indicando maior proximidade de uma dinâmica reprodutiva funcional para solturas na natureza. Ainda assim, mesmo nesses casos, os valores observados permaneceram relativamente baixos e não evidenciaram trajetórias de crescimento robustas ou consistentes ao longo do tempo, o que limita sua utilização em reintroduções em larga escala. Esses resultados

reforçam que o sucesso reprodutivo em cativeiro, embora necessário, não constitui condição suficiente para viabilizar ações de soltura ou de reforço populacional, sobretudo para espécies com histórias de vida complexas, baixa fecundidade e distribuições naturais altamente fragmentadas (Snyder et al., 1996; IUCN/SSC, 2014; Che-Castaldo et al., 2021).

Diante dessas limitações, torna-se inviável, do ponto de vista operacional, técnico e financeiro, gerir todas as espécies ameaçadas sob uma mesma lógica de intensificação do manejo *ex situ*. A literatura em conservação tem reiteradamente demonstrado que recursos destinados à conservação são finitos e que estratégias pouco seletivas tendem a gerar baixos retornos conservacionistas (Balmford et al., 1996; Possingham et al., 2002). Assim, os resultados aqui apresentados reforçam a necessidade de adoção de critérios claros de priorização, que integrem simultaneamente a viabilidade biológica, o potencial de contribuição para a conservação *in situ*, a relevância genética das populações mantidas e as restrições econômicas e institucionais, de modo a maximizar os benefícios efetivos para a conservação da biodiversidade (Pressey et al., 2007; IUCN/SSC, 2014).

A eficácia das estratégias *ex situ* discutidas acima é desafiada pela persistência da categoria “W” (*wild-caught*) nos registros do comércio internacional analisados. Os resultados do modelo GAMM demonstraram que a origem dos espécimes exerce forte influência sobre o volume de comércio registrado, com a categoria W apresentando um efeito positivo expressivo, indicando que indivíduos retirados diretamente da natureza continuam a contribuir de forma substancial para o fluxo comercial de psitacídeos. No entanto, esse padrão não deve ser interpretado como evidência de captura deliberada de animais silvestres por instituições zoológicas para composição de suas coleções, uma prática comum nos primórdios dessas instituições (Kawata, 2013), mas amplamente abandonada por zoológicos profissionais e acreditados nas últimas décadas (CONWAY, 2011; Barongi et al., 2015; WAZA, 2024).

Em muitos países, incluindo o Brasil, a presença elevada de indivíduos classificados como *wild-caught* reflete, sobretudo, o papel historicamente atribuído aos zoológicos como destinos finais para animais oriundos de apreensões realizadas por órgãos de fiscalização ambiental e do combate ao tráfico de fauna. Esse cenário é consistente com estimativas anteriores que apontam o tráfico de animais silvestres como uma das principais fontes de entrada de indivíduos em instituições no Brasil, sendo responsável pela retirada de dezenas de milhões de espécimes da natureza anualmente (RENCTAS, 2001). Nesses contextos, os planos de coleção nem sempre são plenamente alinhados aos objetivos institucionais

conservacionistas, uma vez que a incorporação de indivíduos confiscados ocorre de forma reativa, compulsória e frequentemente desvinculada de planejamentos demográficos, genéticos ou de espécie de longo prazo (IUCN/SSC, 2014; Lugarini et al., 2021). Assim, a elevada contribuição da categoria W nos registros do CITES pode ser interpretada como um subproduto de apreensões e resgates, e não como resultado de estratégias ativas de aquisição de indivíduos na natureza. Essa dinâmica apresenta implicações ambíguas para a conservação *ex situ*. Por um lado, a incorporação de indivíduos oriundos de apreensões pode contribuir para o aumento do tamanho efetivo das populações mantidas sob cuidados humanos, um padrão observado para diversas espécies neste estudo, nas quais o crescimento populacional *ex situ* foi sustentado predominantemente por aquisições, e não pela reprodução. Além disso, quando adequadamente triados e integrados a programas cooperativos, esses indivíduos podem representar uma fonte relevante de variabilidade genética, particularmente para espécies raras, com fundadores limitados ou histórico de gargalos populacionais (Frankham et al., 2010; Lacy, 2013).

Por outro lado, a entrada recorrente de indivíduos de origem silvestre, especialmente quando ocorre de forma não planejada, impõe desafios adicionais ao manejo *ex situ*. Entre os principais riscos estão a introdução de patógenos emergentes ou pouco conhecidos nas coleções zoológicas e a incorporação de indivíduos com histórico genético incerto, incluindo possíveis estruturas populacionais não compatíveis com os objetivos de conservação de longo prazo (Woodford, 2000; Kock et al., 2010; IUCN/SSC, 2014). Embora a ocorrência efetiva de impactos genéticos ou sanitários severos seja relativamente rara em instituições com protocolos robustos de quarentena, biossegurança e manejo genético, esses riscos reforçam a necessidade de que entradas provenientes de apreensões sejam avaliadas de forma criteriosa e integradas a estratégias de conservação explicitamente planejadas, e não apenas absorvidas como resposta emergencial a pressões externas.

Além disso, os resultados evidenciaram que o propósito declarado das transações constitui um dos principais determinantes do comércio internacional de psitacídeos. O propósito comercial (T) apresentou o maior efeito positivo entre todas as categorias analisadas, reforçando que a dinâmica do comércio permanece fortemente orientada por demandas mercadológicas, enquanto finalidades explicitamente conservacionistas, como reintrodução (N), pesquisa (S) ou educação (E), representaram fração substancialmente menor e, em alguns casos, estatisticamente negativa do volume total negociado. Esse padrão é agravado pelo efeito positivo do tamanho das populações mantidas em cativeiro sobre o volume de comércio, indicando que espécies mais abundantes sob cuidados humanos tendem a ser mais

comercializadas, o que reforça uma lógica de retroalimentação entre a disponibilidade em cativeiro e a demanda internacional (Harfoot et al., 2018; CITES, 2023).

A análise regional do comércio internacional revelou uma grande assimetria espacial, com a Ásia como principal região importadora, seguida pelas Américas e pela Europa, enquanto todas as regiões exportaram menos psitacídeos que a África. A predominância da Ásia como principal importadora é consistente com estudos que associam a elevada demanda por aves exóticas a preferências estéticas específicas, à valorização da raridade e ao elevado capital simbólico desses animais no mercado de pets, particularmente em contextos culturais nos quais a posse de espécies incomuns é socialmente valorizada (Hausmann et al., 2023). Nas Américas e na Europa, o grande número de importações pode refletir uma combinação entre mercados legalmente estruturados, redes institucionais consolidadas de intercâmbio e a manutenção em coleções zoológicas, criadouros comerciais e coleções privadas. Em contraste, os efeitos negativos das regiões exportadoras sugerem maior restrição regulatória, menor demanda interna ou maior pressão de fiscalização e controle, reforçando que o comércio internacional de psitacídeos é moldado não apenas por fatores biológicos, mas também por contextos culturais, econômicos, legais e simbólicos que estruturam a demanda e a circulação global dessas espécies.

Os resultados do presente estudo mostraram que a integração entre as plataformas ZIMS, CITES e IUCN proporcionou avanço na compreensão da conservação *ex situ* de Psittacidae. A articulação entre dados demográficos, informações sobre fluxos comerciais internacionais e avaliações formais de risco de extinção permitiu confrontar, de forma inédita, a dinâmica real das populações mantidas sob cuidados humanos com os padrões globais de exploração e as prioridades biológicas de conservação. Dessa forma, os resultados aqui apresentados oferecem subsídios para a gestão pública e institucional, permitindo identificar espécies cuja manutenção em cativeiro permanece fortemente dependente de aquisições externas, distinguindo aquelas com maior potencial reprodutivo sob manejo humano. Com isso, os órgãos públicos e privados podem direcionar esforços e priorizar táxons em programas cooperativos de reprodução e conservação. No contexto brasileiro, essas evidências constituem ferramentas estratégicas para o aprimoramento das ações do Plano Nacional para a Conservação dos Papagaios (PAN-Papagaios), ao possibilitar ajustes baseados não apenas no status de ameaça, mas também em condicionantes demográficos, genéticos, comportamentais e de comércio internacional.

Apesar do caráter abrangente da abordagem adotada, é fundamental reconhecer limitações inerentes às bases de dados utilizadas. Primeiramente, observa-se uma heterogeneidade substancial nos registros disponíveis no ZIMS, decorrente da dependência direta do rigor, da frequência e da padronização dos dados inseridos pelas instituições participantes e do próprio número de instituições participantes (muitos zoológicos ainda não possuem contas no ZIMS devido ao elevado valor da plataforma). Essa variabilidade resulta em uma proporção relevante de dados ausentes (missing data) em campos importantes, o que pode reduzir a precisão das estimativas demográficas e limitar análises comparativas mais refinadas entre espécies e instituições. Soma-se a isso a defasagem taxonômica presente em parte dos registros, uma vez que muitos bancos de dados ainda utilizam classificações anteriores, tratando como subespécies táxons que revisões recentes já reconhecem como espécies plenas. Esse descompasso taxonômico pode afetar tanto a reconstrução do histórico de comércio quanto a avaliação da dinâmica populacional *ex situ* de determinados grupos.

6. CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo demonstram que, embora os zoológicos desempenhem um papel relevante na manutenção *ex situ* de psitacídeos brasileiros, sua contribuição para a conservação por meio do crescimento populacional autossustentável ainda é limitada, heterogênea entre espécies e fortemente condicionada por fluxos externos, como aquisições e transferências institucionais. A reprodução em cativeiro, isoladamente, mostrou-se insuficiente para sustentar populações viáveis a longo prazo ou para apoiar de forma consistente ações de reforço populacional e reintrodução, especialmente para espécies com histórias de vida complexas e baixa fecundidade.

A integração inédita entre dados demográficos do ZIMS, registros de comércio da CITES e categorias de ameaça da IUCN permitiu revelar discrepâncias importantes entre o status de conservação das espécies, sua dinâmica *ex situ* e os padrões globais de exploração. Essa abordagem evidencia que estratégias baseadas exclusivamente no grau de ameaça não são suficientes para orientar decisões de manejo, sendo fundamental incorporar métricas demográficas, estruturais e comportamentais, como a razão sexual e a dependência de entradas externas.

Diante desse cenário, o fortalecimento da conservação *ex situ* de Psittacidae requer a transição de um modelo predominantemente mantenedor para um manejo adaptativo e cooperativo, integrado ao planejamento genético, ao bem-estar animal, à priorização estratégica

de espécies e às políticas eficazes de regulação do comércio internacional. No contexto brasileiro, os achados deste estudo oferecem subsídios técnicos relevantes para o aprimoramento de programas institucionais e as políticas públicas, como o Plano Nacional para a Conservação dos Papagaios, contribuindo para decisões mais realistas, eficientes e alinhadas às limitações biológicas e operacionais da conservação contemporânea.

7. REFERÊNCIAS

- Acharya, R.Y., Hemsworth, P.H., Coleman, G.J., Kinder, J.E., 2022. The Animal-Human Interface in Farm Animal Production: Animal Fear, Stress, Reproduction and Welfare. *Animals* 12, 487. <https://doi.org/10.3390/ani12040487>
- Azevedo, C.S., Young, R.J., Rodrigues, M., 2011. Role of Brazilian zoos in *ex situ* bird conservation: From 1981 to 2005. *Zoo Biol.* 30, 655–671. <https://doi.org/10.1002/zoo.20361>
- Ballou, J.D., Kleiman, D.G., Thompson, K.V., Kirk Baer, C.K., 2010. Demographic and genetic management of captive populations. In: Kleiman, D.G., Thompson, K.V., Kirk Baer, C.K. (Eds.), *Wild Mammals in Captivity: Principles and Techniques for Zoo Management*, 2nd ed. University of Chicago Press, Chicago.
- Ballou, J.D., Lacy, R.C., Pollak, J.P., 2010. Genetic management of captive populations. In: Sodhi, N.S., Ehrlich, P.R. (Eds.), *Conservation Biology for All*. Oxford University Press, Oxford.
- Balmford, A., Mace, G.M., Leader-Williams, N., 1996. Designing the ark: Setting priorities for captive breeding. *Conservation Biology* 10, 719–727. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10030719.x>
- Balvanera, P., Brauman, K., Cord, A., Diaz, S., 2019. IPBES Global Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services: Chapter 2.1 – Status and Trends, Drivers of Change. Draft unedited version. <https://ipbes.net/events/ipbes-ipcc-workshop> (accessed 11.18.2025).
- Barongi, R., Fischen, F.A., Parker, M., Gusset, M. (Eds.), 2015. *Committing to Conservation: The World Zoo and Aquarium Conservation Strategy*. WAZA Executive Office, Gland.
- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L., 2006. *Ecology: From Individuals to Ecosystems*, 4th ed. Wiley-Blackwell, Malden.

- Brasil, 2000. A Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB. Ministério do Meio Ambiente (Série Biodiversidade, 1), Brasília.
- Brasil, 2025a. Biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente. <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas/biodiversidade1> (accessed 11.19. 2025).
- Brasil, 2025b. Biodiversidade e Biomas. Ministério do Meio Ambiente. <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas> (accessed 11.19.2025).
- Brasil, 2025c. Turismo de observação de aves. Ministério do Turismo. <https://www.gov.br/turismo/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/programas-projetos-acoes-obras-e-atividades/produtos-e-experiencias-turisticas/turismo-de-aves>.(accessed 11.19.2025).
- Brasil. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Papagaios da Mata Atlântica (2023–2027): Sumário Executivo. Brasília, DF: ICMBio, 2023. 40 p. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/>. Acesso em: 26 nov. 2025.
- Bush, E.R., Baker, S.E., Macdonald, D.W., 2014. Global trade in exotic pets 2006–2012. *Conservation Biology* 28, 663–676. <https://doi.org/10.1111/cobi.12240>
- Bussolini, L.T., Crates, R., Magrath, M.J.L., Stojanovic, D., 2023. Identifying factors affecting captive breeding success in a critically endangered species. *Emu* 123, 161–169. <https://doi.org/10.1080/01584197.2023.2194541>
- Cameron, A.C., Trivedi, P.K., 2013. *Regression Analysis of Count Data*, 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139013567>
- Caughley, G., Sinclair, A.R.E., 1994. *Wildlife Ecology and Management*. Blackwell Science, Oxford.
- Che-Castaldo, J., Gray, S.M., Rodriguez-Clark, K.M., Schad Eebes, K., Faust, L.J., 2021. Expected demographic and genetic declines not found in most zoo and aquarium populations. *Front. Ecol. Environ.* 19, 435–442. <https://doi.org/10.1002/fee.2362>

- Che-Castaldo, J.P., Grow, S.A., Faust, L.J., 2018. Evaluating the Contribution of North American Zoos and Aquariums to Endangered Species Recovery. *Sci. Rep.* 8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27806-2>
- Cockle, K.L., Martin, K., Wesołowski, T., 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Front. Ecol. Environ.* 9, 377–382. <https://doi.org/10.1890/110013>
- Conway, W.G., 2011. Buying time for wild animals with zoos. *Zoo Biol.* 30, 1–8. <https://doi.org/10.1002/zoo.20352>
- Conway, W., 2000. The changing role of zoos in the 21st Century. *Zoos' Print* 15, 29-32.
- Copperthwaite, G., O’Connell, M.J., Berry, R., Lynch, K., Bennett, R., 2026. Characteristics of global datasets used to support biodiversity conservation action and policy. *J. Nat. Conserv.* 89. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2025.127111>
- Digby, A., Eason, D., Catalina, A., Lierz, M., Galla, S., Urban, L., Le Lec, M.F., Guhlin, J., Steeves, T.E., Dearden, P.K., Joustra, T., Lees, C., Davis, T., Vercoe, D., Team, K.R., 2023. Hidden impacts of conservation management on fertility of the critically endangered kākāpō. *PeerJ* 11. <https://doi.org/10.7717/peerj.14675>
- Donald, P.F., 2007. Adult sex ratios in wild bird populations. *Ibis*. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00724.x>
- DuRant, S., Love, A.C., Belin, B., Tamayo-Sanchez, D., Santos Pacheco, M., Dickens, M.J., Calisi, R.M., 2020. Captivity alters neuroendocrine regulators of stress and reproduction in the hypothalamus in response to acute stress. *Gen. Comp. Endocrinol.* 295. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2020.113519>
- Fatima, N., 2024. The role of zoos in biodiversity conservation. *Markhor: The Journal of Zoology* 5, 1. <https://doi.org/10.54393/mjz.v5i04.116>
- Forshaw, J.M., 2010. *Parrots of the World: An Identification Guide*. Princeton University Press, Princeton.
- Frankham, R., Ballou, J.D., Briscoe, D.A., 2010. *Introduction to Conservation Genetics*, 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge.

- Gelman, A., 2008. Scaling regression inputs by dividing by two standard deviations. *Statistics in Medicine* 27, 2865–2873. <https://doi.org/10.1002/sim.3107>
- Hall, C.A., Conroy, G.C., Potvin, D.A., 2025. Ex-situ avian sex skews: determinants and implications for conservation. *PeerJ* 13. <https://doi.org/10.7717/peerj.19312>
- Hausmann, A., Capano, G.C., Fraser, I., Minin, E.D., 2023. Assessing preferences and motivations for owning exotic pets: Care matters. *Biological Conservation* 281, 110007. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110007>
- Heinsohn, R., Olah, G., Webb, M., Peakall, R., Stojanovic, D., 2019. Sex ratio bias and shared paternity reduce individual fitness and population viability in a critically endangered parrot. *Journal of Animal Ecology* 88, 502–510. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12922>
- Hilbe, J.M., 2011. *Negative Binomial Regression*, 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge.
- ICMBio, 2023. Executive Summary of the National Action Plan for the Spix's Macaw Conservation. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília.
- ICMBio, 2023. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Papagaios da Mata Atlântica (2023–2027): Sumário Executivo. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília. <https://www.icmbio.gov.br/> (accessed 26 November 2025).
- ICMBio, SPVS, 2017. *Cartilha Papagaios do Brasil*. SPVS, Curitiba.
- ICMBio, 2017. Portaria nº 530, de 14 de agosto de 2017: Aprova o 2º ciclo de implementação do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Papagaios - PAN Papagaios. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília.
- IUCN, 2024. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/> (accessed 11.18.2025).
- IUCN/Species Survival Commission, 2014. *Guidelines on the Use of Ex situ Management for Species Conservation*, n.d.

- IUCN/SSC – WPaSG, 2025. Wild Parrot Specialist Group. International Union for Conservation of Nature. <https://www.iucn-wildparrot-specialist-group.org/home/iucn-ssc-wpasg-guidelines> (accessed 12.21.2025).
- Jornal da USP, 2017. O Brasil é responsável pelo tráfico de 38 milhões de animais silvestres por ano. Jornal da USP, Ribeirão Preto. <https://jornal.usp.br/campus-ribeirao-preto/o-brasil-e-responsavel-pelo-trafico-de-38-milhoes-de-animais-silvestres-por-ano/> (accessed 01.13.2026).
- Kawata, K., 2013. Rambling Thoughts on Zoo Animal Collection and Conservation: A Historical Perspective *Gedankengänge zur Tierbestandentwicklung und zum Naturschutz in zoologischen Gärten: Eine historische Perspektive*, Zool. Garten N.F.
- Kock, R.A., Woodford, M.H., Rossiter, P.B., 2010. Disease risks associated with the translocation of wildlife, *Rev. sci. tech. Off. int. Epiz.*
- Krause, M., Robinson, K., 2022. Materialising reform: how conservation encounters collection practises in zoos. *J. Cult. Econ.* 15, 137–150. <https://doi.org/10.1080/17530350.2021.1952096>
- Lacy, R.C., 2013. Achieving True Sustainability of Zoo Populations. *Zoo Biol* 32,19-26. <https://doi.org/10.1002/zoo.21029>
- Lugarini, C., Vercillo, U., Purchase, C., Watson, R., Schischakin, N., 2021. A Conservação da Ararinha-azul, *Cyanopsitta spixii* (Wagler, 1832): Desafios e Conquistas. *Biodiversidade Brasileira - BioBrasil* 11,1-16. <https://doi.org/10.37002/biobrasil.v11i3.1746>
- MapBiomas, 2025. Projeto MapBiomas: mapeamento anual da cobertura e uso da terra no Brasil. Coleção 9. <https://brasil.mapbiomas.org> (accessed 11.19.2025).
- Marsden, S.J., Royle, K., 2015. Abundance and abundance change in the world's parrots. *Ibis* 157, 219–229. <https://doi.org/10.1111/ibi.12236>
- Maúes, E., Maline, C., 2019. O zoológico como questão sociocientífica. *Revista Brasileira de Educação Básica*, 4, 1–8.
- McCullagh, P., Nelder, J.A., 1989. *Generalized Linear Models*, 2nd ed. Chapman & Hall, London.

- Mellor, D.J., Beausoleil, N.J., Littlewood, K.E., McLean, A.N., McGreevy, P.D., Jones, B., Wilkins, C., 2020. The 2020 Five Domains Model: Including Human–Animal Interactions in Assessments of Animal Welfare. *Animals* 10, 1870. <https://doi.org/10.3390/ani10101870>
- Minteer, B.A., Collins, J.P., 2013. Ecological ethics in captivity: Balancing values and responsibilities in zoo and aquarium research under rapid global change. *ILAR J.* 54, 41–51. <https://doi.org/10.1093/ilar/ilt009>
- Miranda, R., Escribano, N., Casas, M., Pino-Del-Carpio, A., Villarroya, A., 2023. The Role of Zoos and Aquariums in a Changing World. *Annu. Rev. Anim. Biosci* 11, 287-306. <https://doi.org/10.1146/annurev-animal-050622>
- Owens, I.P.F., Bennett, P.M., 2000. Ecological basis of extinction risk in birds: Habitat loss versus human persecution and introduced predators. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 97, 12144–12148. <https://doi.org/10.1073/pnas.200223397>
- Pires, S.F., 2012. The illegal parrot trade: a literature review. *Global Crime* 13, 176-190. <https://doi.org/10.1080/17440572.2012.700180>
- Poitras, M., Lebeau, M., Plamondon, H., 2024. The cycle of stress: A systematic review of the impact of chronic psychological stress models on the rodent estrous cycle. *Neurosci. Biobehav. Rev.* 105730. <https://doi.org/10.1016/j.neubiorev.2024.105730>
- Pörtner, H.O., Scholes, R.J., Agard, J., Archer, E., Arneth, A., Bai, X., ... Ngo, H.T., 2021. IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change. IPBES; IPCC, Bonn/Geneva. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4782538>
- Possingham, H. P., Andelman, S. J., Burgman, M. A., Medellín, R. A., Master, L. L., & Keith, D. A., 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution*. 17, 503-507.
- Powell, D.M., Meyer, T.G., Duncan, M., 2023. By bits and pieces: the contributions of zoos and aquariums to science and society via biomaterials. *Journal of Zoological and Botanical Gardens* 4, 277-288. <https://doi.org/10.3390/jzbg4010023>
- Pressey, R.L., Cabeza, M., Watts, M.E., Cowling, R.M., Wilson, K.A., 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends Ecol. Evol.* 22, 583-592. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.001>

- Purchase, Cromwell, Lugarini, C., Purchase, Candice, Ferreira, A., Vercillo, U.E., Stafford, M.L., White, T.H., 2024. Reintroduction of the Extinct-in-the-Wild Spix's Macaw (*Cyanopsitta spixii*) in the Caatinga Forest Domain of Brazil. *Diversity (Basel)*. 16, 80. <https://doi.org/10.3390/d16020080>
- Renctas, 2001. 1º Relatório Nacional sobre o Tráfico de Fauna Silvestre. Rede Nacional de Combate ao Tráfico de Animais Silvestres, Brasília. <https://www.rencatas.org.br/> (accessed 11.26.2025).
- Renton, K., Salinas-Melgoza, A., De Labra-Hernández, M.Á., de la Parra-Martínez, S.M., 2015. Resource requirements of parrots: nest site selectivity and dietary plasticity of Psittaciformes. *J. Ornithol.* 156,73-90. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1255-9>
- Renton, K., Salinas-Melgoza, A., 2004. Climatic variability, nest predation, and reproductive output of Lilac-crowned Parrots (*Amazona finschi*). *The Auk* 121, 1214-1225.
- Sauve, D., Chabot, A.A., Réale, D., 2025. Contemporary genetic adaptation in zoos and conservation breeding programs. *Biol. Conserv.* 310, 111392. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111392>
- Schielzeth, H., 2010. Simple means to improve the interpretability of regression coefficients. *Methods in Ecol. Evol.* 1, 103–113. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00012.x>
- Schwartz, K.R., Christien, E., Rockwood, L., Wood, T.C., 2017. Integrating in-situ and ex-situ data management processes for biodiversity conservation. *Front. Ecol. Evol.* 5, 120. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00120>
- Sick, H., 1997. *Ornitologia brasileira* (Ed. revista e ampliada por J.F. Pacheco). Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Snyder, N.F.R., Derrickson, S.R., Beissinger, S.R., Wiley, J.W., Smith, T.B., Toone, W.D., Miller, B., 1996. Limitations of captive breeding in endangered species recovery. *Conservation Biology* 10, 338–348.
- Snyder, N., McGowan, P., Gilardi, J., Grajal, A. (Eds.), 2000. *Parrots: status survey and conservation action plan 2000–2004*. IUCN, Gland/Cambridge.

- Species360, 2026. ZIMS (Zoological Information Management System). <https://www.species360.org/> (accessed 01.19.2026).
- Stephenson, P.J., Stengel, C., 2020. An inventory of biodiversity data sources for conservation monitoring. PLoS One 15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0242923>
- Vercillo, U., Oliveira-Santos, L.G., Novaes, M., Purchase, C., Purchase, C., Lugarini, C., Ferreira, A., De Marco, P., Marcuk, V., Franco, J.L., 2023. Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii* (Wagler, 1832) population viability analysis. Bird Conserv. Int. 33, 1-12 <https://doi.org/10.1017/S0959270923000217>
- WAZA, 2024. The World Zoo and Aquarium Animal Welfare Strategy. World Association of Zoos and Aquariums, Gland. <https://www.waza.org> (accessed 01.9.2026).
- Woodford, M.H., 2000. Quarantine and health screening protocols for wildlife prior to translocation and release into the wild. World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland.
- Wright, T.F., Toft, C.A., Enkerlin-Hoeflich, E., Gonzalez-Elizondo, J., Albornoz, M., Rodríguez-Ferraro, A., Rojas-Suárez, F., Sanz, V., Trujillo, A., Beissinger, S.R., ... Wiley, J.W., 2001. Nest poaching in Neotropical parrots. Conserv. Biol. 15, 710–720.
- Young, A.M., Hobson, E.A., Lackey, L.B., Wright, T.F., 2012. Survival on the ark: Life-history trends in captive parrots. Anim. Conserv. 15, 28–43. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00477.x>
- Zhang, Z., Zhou, J., 2019. From ecosystems to human welfare: the role and conservation of biodiversity. Ciência Rural 49, e20170875.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer, New York.