

Universidade de Brasília (UnB)

Centro de Desenvolvimento Sustentável

Curso de Doutorado em Desenvolvimento Sustentável

Ugo Eichler Vercillo

Conservação de espécies ameaçadas de extinção como direcionadoras no
desenvolvimento territorial sustentável no Brasil

Brasília,

Dezembro, 2025



Universidade de Brasília (UnB)

Centro de Desenvolvimento Sustentável

Curso de Doutorado em Desenvolvimento Sustentável

Ugo Eichler Vercillo

Conservação de espécies ameaçadas de extinção como direcionadoras no desenvolvimento territorial sustentável no Brasil

Tese de Doutorado apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Doutor pelo Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília.

Orientador:

José Luiz de Andrade Franco

Dezembro 2025

O presente trabalho fez uso de tecnologia de Inteligência Artificial, como ChatGPT, Gemini, Jenny e LMNotebook para auxiliar na revisão bibliográfica, tradução, revisão de texto e formatação das referências.

Conservação de espécies ameaçadas de extinção como direcionadoras no
desenvolvimento territorial sustentável no Brasil

Tese de Doutorado apresentada como requisito parcial
para obtenção do título de Doutor pelo Programa de Pós-
Graduação em Desenvolvimento Sustentável da Universidade
de Brasília.

Aprovado em

JOSÉ LUIZ DE ANDRADE FRANCO
PRESIDENTE DA COMISSÃO EXAMINADORA

RONALDO GONÇALVES MORATO
CO-ORIENTADOR

PEDRO FERREIRA DEVELEY
MEMBRO EXTERNO NÃO VINCULADO AO PROGRAMA

VIVIAN DA SILVA BRAZ
MEMBRO EXTERNO NÃO VINCULADO AO PROGRAMA

MARCELO ISMAR SILVA SANTANA
MEMBRO INTERNO NÃO VINCULADO AO PROGRAMA

JULIANA DA COSTA GOMES DE SOUZA
MEMBRO INTERNO NÃO VINCULADO AO PROGRAMA (SUPLENTE).

Dedico este trabalho às pessoas que de fato querem promover a conservação da biodiversidade.

AGRADECIMENTOS

Ao PPG-CDS/UNB, por seu corpo docente e discente que propiciou as condições para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Prof. Dr. José Luiz de Andrade Franco e ao Dr. Ronaldo Morato, que me acolheram e orientaram durante esta jornada desafiadora.

À comunidade de Curaçá que abraçou a volta da ararinha-azul.

À Camile Lugarini que implementou o PAN da Ararinha-azul.

À ACTP, BlueSky e organizações parceiras por implementarem as ações de conservação da ararinha-azul.

Ao NGI Juazeiro/ICMBio pelo empenho na implementação das UC da Ararinha-azul.

Ao Silvio Marchini, que abraçou o desafio de construir um plano de coexistência para as onças e ararinha-azul.

À Funatura por financiar as oficinas no PNGSV e PNCV.

À chefia e equipe do PNGSV e PNCV que apoiaram o presente estudo.

À Onçafari, Brasília é o Bicho e Mamíferos da Chapada por disponibilizarem os dados de registro das onças para as análises.

À Marisa, Gustavo, Matheus, Thiago e Romero que me ajudaram nas análises realizadas no presente estudo.

Aos membros da banca examinadora: Pedro Develey, Vivian Braz, Marcelo Santana, Juliana Souza e ao Prof. Dr. Roberto Cavalcante que ajudaram a aperfeiçoar o presente trabalho.

À minha família por sempre estar ao meu lado e acreditar em mim.

EV482cc Eichler Vercillo, Ugo
Conservação de espécies ameaçadas de extinção como
direcionadoras no desenvolvimento territorial sustentável no
Brasil / Ugo Eichler Vercillo; orientador José Luiz de
Andrade Franco; co-orientador Ronaldo Gonçalves Morato.
Brasília, 2025.
180 p.

Tese(Doutorado em Desenvolvimento Sustentável)
Universidade de Brasília, 2025.

1. Viabilidade populacional. 2. Reintrodução. 3.
Coexistência. 4. Panthera onca. 5. Cyanopsitta spixii. I. de
Andrade Franco, José Luiz, orient. II. Gonçalves Morato,
Ronaldo, co-orient. III. Título.

RESUMO

Os princípios da biologia da conservação enfatizam a importância de reservas grandes e interconectadas para manter populações viáveis de espécies nativas, particularmente grandes mamíferos e carnívoros. Como estratégia conciliadora o processo da biologia da conservação avança para abordar o aspecto de mitigação dos conflitos por meio de uma abordagem holística considerando os aspectos ambientais, sociais e econômicos, promovendo a tolerância, reduzindo conflitos e fomentando um senso de gestão ambiental.

Por meio de dois estudos de caso avaliamos como a conservação de espécies ameaçadas pode atuar como vetor de desenvolvimento territorial sustentável no Brasil, conciliando a conservação e o desenvolvimento local. O primeiro estudo de caso foi realizado na porção central do Cerrado, no qual, com base nos dados de registros de onça-pintada na região, foram identificadas as áreas de adequabilidade e corredores de conexão entre o Parque Nacional Chapada dos Veadeiros e o Parque Nacional Grande Sertão Veredas e construído um planejamento de coexistência para orientar as ações necessárias para a conservação da espécie e em harmonia com a comunidade local.

O segundo estudo de caso, foi realizado com a ararinha-azul na caatinga baiana. O estudo de viabilidade populacional para a reintrodução da espécie e o planejamento da coexistência apontaram as diretrizes para o desenvolvimento territorial local baseado na conservação.

Os resultados desses estudos sugerem que o planejamento para conservação possa ser desenvolvido baseado em 4 Cs: área *Core*, Corredores, espécies Catalisadoras e Coexistência.

Palavras-chave: Viabilidade populacional. Reintrodução. Corredores. Condições ambientais. Conflito. Coexistência. *Panthera onca*. *Cyanopsitta spixii*.

ABSTRACT

Conservation biology principles emphasize the importance of large, interconnected reserves to maintain viable populations of native species, particularly large mammals and carnivores. As a conciliatory strategy, conservation biology has advanced to address conflict mitigation through a holistic approach that considers environmental, social, and economic dimensions—promoting tolerance, reducing conflict, and fostering a sense of environmental stewardship.

Through two case studies, we assess how the conservation of threatened species can serve as a driver of sustainable territorial development in Brazil, reconciling biodiversity conservation with local development. The first case study, conducted in the central Cerrado, used jaguar occurrence records to identify habitat suitability areas and connection corridors between Chapada dos Veadeiros National Park and Grande Sertão Veredas National Park, and developed a coexistence plan to guide actions necessary for the species' conservation in harmony with local communities.

The second case study, conducted with the Spix's macaw in the Bahia Caatinga, combined a population viability analysis for reintroduction with a coexistence plan to define guidelines for local territorial development based on conservation.

The results suggest that conservation planning can be structured around 4 Cs: *Core* areas, *Corridors*, *Catalyst* species, and *Coexistence*.

Keywords: Population viability. Reintroduction. Corridors. Environmental conditions. Conflict. Coexistence. *Panthera onca*. *Cyanopsitta spixii*.

RESUMEN

Los principios de la biología de la conservación enfatizan la importancia de reservas grandes e interconectadas para mantener poblaciones viables de especies nativas, en particular de grandes mamíferos y carnívoros. Como estrategia conciliadora, la biología de la conservación ha avanzado hacia la mitigación de conflictos mediante un enfoque holístico que considera dimensiones ambientales, sociales y económicas, promoviendo la tolerancia, reduciendo conflictos y fomentando la responsabilidad ambiental. A través de dos estudios de caso, evaluamos cómo la conservación de especies amenazadas puede actuar como motor de desarrollo territorial sostenible en Brasil, conciliando la conservación de la biodiversidad con el desarrollo local.

El primer estudio de caso, realizado en el Cerrado central, utilizó registros de ocurrencia de jaguar para identificar áreas de idoneidad del hábitat y corredores de conexión entre el Parque Nacional Chapada dos Veadeiros y el Parque Nacional Grande Sertão Veredas, y elaboró un plan de coexistencia para orientar las acciones necesarias para la conservación de la especie en armonía con las comunidades locales.

El segundo estudio de caso, centrado en el guacamayo de Spix (ararinha-azul) en la Caatinga de Bahía, combinó un análisis de viabilidad poblacional para la reintroducción con un plan de coexistencia que estableció directrices para el desarrollo territorial local basado en la conservación.

Los resultados sugieren que la planificación de la conservación puede estructurarse en torno a 4 Cs: áreas núcleo, corredores, especies catalizadoras y coexistencia.

Palabras clave: Viabilidad de la población. Reintroducción. Corredores. Condiciones medioambientales. Conflictos. Coexistencia. *Panthera onca*. *Cyanopsitta spixii*.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Onça-pintada (<i>Panthera onca</i>). Foto: Rogério Cunha | 3 |
| Figura 2 - <i>Cyanopsitta spixii</i> . À direita imagem dos animais reintroduzidos na natureza em 2022. Foto: ACTP | 4 |
| Figura 3 - Mapa de localização da área de estudo (AOI)..... | 31 |
| Figura 4 - Etapas metodológicas do estudo para desenho do corredor da onça-pintada. | 33 |
| Figura 5 - Mapa de localização da área de estudo (AOI), identificando os pontos em que foram registradas onças por sensores ou colares. | 35 |
| Figura 6 - Situação das interações entre humanos e onças-pintadas na região do Parque Nacional Grande Sertão Veredas. Os eixos horizontal e vertical informam o impacto relativo de cada interação sobre as onças e sobre as pessoas, respectivamente. As interações em roxo escuro foram priorizadas e, assim, selecionadas para a Teoria da Mudança..... | 42 |
| Figura 7 - Mapa de atores na região do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, ou seja, grupos sociais que direta ou indiretamente afetam ou são afetados pelo plano de coexistência com onças-pintadas. A variação no grau de influência e de apoio em relação ao plano define as quatro classes fundamentais de atores: promotores, apoiadores, resistentes e críticos. | 43 |
| Figura 8 - Teoria da Mudança no Parque Nacional Grande Sertão editada para destacar as ações prioritárias (retângulos azul piscina), que juntamente com as ações específicas, devem produzir as mudanças desejadas nos fatores causais das interações, causando assim o impacto final esperado de melhorar as interações em benefício das onças e das pessoas envolvidas. | 44 |
| Figura 9 - Situação das interações entre humanos e onças-pintadas na região do Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. Os eixos horizontal e vertical informam o impacto relativo de cada interação sobre as onças e sobre as pessoas, respectivamente. As | |

| | |
|--|----|
| interações em roxo escuro foram priorizadas e, assim, selecionadas para a Teoria da Mudança..... | 45 |
| Figura 10 - Teoria da Mudança no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros editada para destacar as ações prioritárias (retângulos azul piscina), que juntamente com as ações específicas, devem produzir as mudanças desejadas nos fatores causais das interações, causando assim o impacto final esperado de melhorar as interações em benefício das onças e das pessoas envolvidas. | 46 |
| Figura 11 - Densidades (abaixo) das variáveis A) Declividade; B) Elevação; C) Distância a áreas urbanas; D) Distância a hidrovias; E) Distância a hidrografia; F) Distância a rodovias; G) Distância a aeroportos e aeródromos; e H) Distância as ferrovias utilizadas para os pontos de presença das onças (em azul) e pontos disponíveis no ambiente (em vermelho). As diferenças entre as distribuições indicam preferência (seleção) ou rejeição de determinadas condições. | 49 |
| Figura 12 - Distribuições cumulativas das variáveis A) Declividade; B) Elevação; C) Distância a áreas urbanas; D) Distância a hidrovias; E) Distância a hidrografia; F) Distância a rodovias; G) Distância a aeroportos e aeródromos; e H) Distância as ferrovias utilizadas para os pontos de presença das onças (em azul) e pontos disponíveis no ambiente (em vermelho). As diferenças entre as distribuições indicam preferência (seleção) ou rejeição de determinadas condições. | 50 |
| Figura 13 - Razões de seleção (w_i) para as variáveis A) Declividade; B) Elevação; C) Distância a áreas urbanas; D) Distância a hidrovias; E) Distância a hidrografia; F) Distância a rodovias; G) Distância a aeroportos e aeródromos; H) Distância as ferrovias; I) Uso e ocupação do solo; e J) Vegetação, analisadas. Valor de $w_i > 1$ (linha tracejada) indica uma seleção positiva (uso maior que o esperado pela disponibilidade), $w_i < 1$ indica uma rejeição dessa característica e $w_i = 1$ (linha tracejada) implica no uso aleatório em relação à disponibilidade. | 53 |
| Figura 14 - Mapa de adequabilidade geral, mostrando áreas de preferência das onças para a AOI, com as unidades de conservação (UC) por cima. | 57 |

| | |
|--|----|
| Figura 15 - Mapa de adequabilidade, agrupados nas áreas top 1%, 5%, 10% e 20% mais adequadas para as onças, com as unidades de conservação (UC) por cima. | 58 |
| Figura 16 - Principais corredores (colunas de 10%, 20% e 50%) de menor resistência para diferentes áreas prioritárias (linhas de 1%, 5%, 10% e 20%). Com destaque para o cenário E..... | 60 |
| Figura 17 – Corredor - Cenário E proposta com detalhe. No detalhe recortado à direita observa-se que o modelo prevê a fuga de área agricultáveis. | 62 |
| Figura 18 - Escala exponencial negativa não linear entre as estimativas de densidade e a massa corporal de Psittaciformes nativos da região, com previsão de densidade esperada para a ararinha-azul (<i>Cyanopsitta spixii</i>). Os pontos em preto indicam as espécies com estimativas de densidade, a linha tracejada preta indica o modelo não linear ajustado (densidade $\sim \beta_1 * \text{massa}^{\beta_2}$; $\beta_1 = 0,013$, $\beta_2 = 0,0013$), e o ponto azul indica o valor esperado para <i>Cyanopsitta spixii</i> (peso estimado de 300 g).. | 81 |
| Figura 19 - (A) Distribuição das localizações dos indivíduos reintroduzidos. Note que as localizações à esquerda do mapa correspondem à última ararinha-azul nativa monitorada. (B) Polígonos MCP 95% representando a área utilizada pelos indivíduos após a soltura. (C) Curvas observadas pelo método <i>Mean Squared Shift</i> em relação ao ponto de soltura. (D) Seleção de habitat de segunda ordem estimada para verificar as preferências de habitat para a alocação de áreas utilizadas. | 83 |
| Figura 20 - Capacidade de suporte estimada por <i>patch</i> e ambiente para guiar futuras solturas em novos locais. A soma totaliza a capacidade de suporte esperada para toda a paisagem (K=870 indivíduos de ararinhas-azuis). | 85 |
| Figura 21 - Tamanho populacional médio obtido das simulações do cenário base. A linha tracejada representa a capacidade de suporte estimada de 870 e a linha contínua, a projeção de crescimento populacional..... | 85 |
| Figura 22 - Parâmetros utilizados na análise de sensibilidade e os valores mínimos e máximos comparando a taxa de crescimento estocástico entre eles. A linha horizontal em 5% representa o Rstoch do caso base. MAR = idade máxima para reprodução, FRF = primeira idade reprodutiva para fêmeas, FRM = primeira idade reprodutiva para machos, | |

| | |
|--|----|
| Mort_0-1 = mortalidade no primeiro ano - 0 a 1 (M e F, juvenil), Mort_1-2= mortalidade entre 1 e 2 anos (M e F, subadulto), MortM_2= mortalidade após os 2 anos para machos, MortF_2= mortalidade após os 2 anos para fêmeas, MortM_3= mortalidade após os 3 anos (M, adulto). | 87 |
| Figura 23 - Influência de catástrofes (doença e seca severa) no tamanho médio da população da ararinha-azul ao longo de 100 anos. A linha contínua representa o cenário base e a linha tracejada, a projeção de crescimento populacional no cenário com catástrofes..... | 89 |
| Figura 24 - Tamanho populacional médio da ararinha-azul, demonstrando a variação na capacidade de suporte ao longo de 100 anos, comparado ao cenário base. I10 = 10% de aumento anual em K ao longo de 10 anos. D10 = 10% de diminuição anual em K ao longo de 10 anos. D5 = 5% de diminuição anual em K ao longo de 10 anos. | 90 |
| Figura 25 - Comparação dos tamanhos populacionais médios antes do efeito da presença de ameaças, em comparação com o efeito da soltura de indivíduos na população. <i>Baseline</i> = Cenário com dados de linha de base, sem efeito de ameaças e catástrofes. CH = Cenário com presença de catástrofes e remoção anual de 5 indivíduos. CHS = Cenário com presença de catástrofes, remoção anual de 5 indivíduos e suplementação de 20 indivíduos por 20 anos..... | 91 |
| Figura 26 - Tamanho populacional médio da <i>Cyanopsitta spixii</i> sob diferentes cenários. Cenário 1 (base): 20 aves, sem ameaças externas. Cenário 2: 20 aves, ameaças externas (catástrofes, predação, caça ilegal – cinco aves perdidas por ano), sem suplementação. Cenário 3: 20 aves, ameaças externas, 20 aves suplementadas anualmente durante 20 anos. Cenário 4: 11 aves, ameaças externas, liberação única de 10 aves. Cenário 5: 11 aves, ameaças externas, 10 aves suplementadas anualmente. Cenário 6: 11 aves, ameaças externas, sem liberações suplementares. | 92 |
| Figura 27 - Trajetória populacional, número de <i>patches</i> /bandos e área ocupada em simulações ao longo de 100 anos para 50 indivíduos soltos na paisagem original ou na paisagem restaurada. A linha tracejada amarela no gráfico à direita corresponde à capacidade de suporte da paisagem original, e a verde, à da paisagem restaurada. ... | 93 |

| | |
|---|-----|
| Figura 28 - Densidade de <i>kernel</i> das trajetórias de dispersão dos emigrantes geradas pelo modelo de soltura de 50 indivíduos no local de soltura original. Os valores mais quentes correspondem aos locais com maior destino de dispersores..... | 95 |
| Figura 29 – Área de estudo e locais de coleta de dados para o levantamento socioeconômico realizado no contexto do projeto de reintrodução da ararinha-azul (<i>Cyanopsitta spixii</i>) no Estado da Bahia, Brasil. O polígono em cinza escuro representa o Município de Curaçá; a área hachurada corresponde ao Refúgio da Ararinha-Azul e à Área de Proteção Ambiental. Os pontos pretos indicam os locais onde foram realizadas as entrevistas domiciliares para coletar dados socioeconômicos, de uso da terra, de infraestrutura e de percepção ambiental dos moradores locais. | 96 |
| Figura 30 – Representação esquemática das características socioeconômicas das propriedades rurais no município de Curaçá, Bahia, derivadas de entrevistas estruturadas conduzidas em 288 propriedades registradas. A figura foi desenvolvida como parte de uma estratégia de comunicação dos resultados da pesquisa à população local e é apresentada no estilo tradicional de cordel, uma linguagem visual culturalmente relevante na região da Caatinga..... | 98 |
| Figura 31 – Interações diretas e indiretas associadas à ararinha-azul e aos esforços para restaurar seu habitat (setas, mudança esperada; X, interação [caça] deve ser evitada). | 100 |
| Figura 32 – Mapeamento de <i>stakeholders</i> do <i>workshop</i> da Teoria da Mudança realizado para apoiar o planejamento da reintrodução da ararinha-azul (<i>Cyanopsitta spixii</i>). Os participantes foram categorizados com base em sua posição percebida em relação ao projeto, permitindo a identificação de atores para estratégias de engajamento..... | 101 |
| Figura 33 – Diagrama da Teoria da Mudança ilustrando as interações e os fatores que moldam a coexistência entre humanos e ararinhas-azuis reintroduzidas na natureza. As interações humano-ararinha-azul são representadas em cinza escuro, enquanto os <i>drivers</i> , mostrados em cinza claro, são fatores que intensificam interações negativas ou dificultam as positivas. As ações, representadas em caixas brancas, são projetadas para mitigar os efeitos desses <i>drivers</i> e promover a coexistência. | 102 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 – Registro de onça compilados e tratados | 35 |
| Tabela 2 - Variáveis ambientais e antrópicas utilizadas no estudo | 37 |
| Tabela 3 - Testes estatísticos e métricas de efeito para as variáveis utilizadas no estudo. D é a distância máxima entre ambas as distribuições, com p-valores < 0,001 indicando diferenças estatisticamente significantes e δ de Cliff indicando preferência por valores mais altos ou baixos..... | 51 |
| Tabela 4 - Ranking da importância relativa das variáveis utilizadas, pelo w_i normalizado. | 55 |
| Tabela 5 - Efeito das categorias de uso e ocupação do solo. | 55 |
| Tabela 6 - Efeito das categorias de vegetação. | 55 |
| Tabela 7 - Valores de entrada e parâmetros utilizados na criação do modelo populacional da ararinha-azul (<i>Cyanopsitta spixii</i>). | 73 |
| Tabela 8 - Parâmetros e valores utilizados na análise de sensibilidade. | 75 |
| Tabela 9 - Tipos de desastres e seus valores de impacto conforme os padrões do software VORTEX. | 76 |
| Tabela 10 - Probabilidades de emigração assumidas por idade e entre gêneros. | 78 |
| Tabela 11 - Resultados da identificação da população mínima viável da ararinha-azul na área de interesse..... | 86 |
| Tabela 12 - Efeitos de catástrofes, ameaças e suplementação na população simulada. | 87 |
| Tabela 13 - Efeitos de catástrofes, ameaças e suplementação na população simulada. Rdet = Taxa de crescimento determinada. Rstoch = Taxa de crescimento estocástica. PE = Probabilidade de extinção. Nall = Tamanho populacional médio. GD = Diversidade genética. TE = Tempo médio até a extinção. AE = Estimativa do ano em que a população atinge a estabilidade, (-) indica ausência de estabilidade..... | 92 |

Tabela 14 - Tamanho da vegetação arbórea necessária para sustentar o tamanho populacional estimado (ha) por ano. 94

Tabela 15 - Aspectos socioeconômicos e compreensão ambiental da comunidade rural de Curaçá, Brasil (população humana 288). 98

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACTP – Associação para a Conservação de Papagaios Ameaçados (Association for the Conservation of Threatened Parrots)

AE – Ano estimado em que a população atinge estabilidade

AOI – Área de estudo / área de interesse (Area of Interest)

APA – Área de Proteção Ambiental

APP – Área de Preservação Permanente

CDS – Centro de Desenvolvimento Sustentável

DF – Distrito Federal

DTBC - Desenvolvimento Territorial com Base Conservacionista

GD – Diversidade genética

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

IUCN – União Internacional para a Conservação da Natureza (International Union for Conservation of Nature)

K – Capacidade de suporte do habitat (carrying capacity)

Nall – Tamanho médio da população (número médio de indivíduos)

NBS – Soluções baseadas na natureza (Nature-based Solutions)

NGI – Núcleo de Gestão Integrada

PAN – Plano de Ação Nacional

PANs – Planos de Ação Nacionais

PE – Probabilidade de extinção

PNCV – Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros

PNGSV – Parque Nacional Grande Sertão Veredas

PMV – População Mínima Viável

PPG-CDS/UnB – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável do CDS/UnB

Rdet – Taxa de crescimento determinada (determinística)

Rstoch – Taxa de crescimento estocástica

RangeShiftR – Pacote/plataforma em R para simulações espaciais de dinâmica populacional

SALVE – Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade

TE – Tempo médio até a extinção

ToC – Teoria da Mudança (Theory of Change)

UC – Unidade de Conservação

UnB / UNB – Universidade de Brasília

VORTEX – Programa de simulação de viabilidade populacional (software VORTEX)

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| INTRODUÇÃO | 1 |
| CAPÍTULO 1 – FUNDAMENTOS DA BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO E DO DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL COM BASE CONSERVACIONISTA | |
| 1.1. DO FOCO EXCLUSIVO NA PRESERVAÇÃO DE ESPÉCIES À ABORDAGEM SOCIOECOLÓGICA | 5 |
| 1.2. ESPÉCIES COMO INSTRUMENTOS DE PLANEJAMENTO TERRITORIAL | 10 |
| 1.3. ÁREAS NÚCLEO E CONECTIVIDADE COMO ESTRUTURANTES DO TERRITÓRIO | 12 |
| 1.4. REFAUNAÇÃO COMO ESTRATÉGIA DE REORGANIZAÇÃO ECOLÓGICA E TERRITORIAL | 14 |
| 1.5. COEXISTÊNCIA HUMANO-FAUNA E GOVERNANÇA TERRITORIAL | 18 |
| 1.6. INSTRUMENTOS DE PLANEJAMENTO E O DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL COM BASE CONSERVACIONISTA | 20 |
| 1.7. SÍNTESE CONCEITUAL: A CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES ALIADA AO DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL | 23 |
| CAPÍTULO 2 – A ONÇA-PINTADA (<i>PANTHERA ONCA</i>) COMO VETOR DE CONECTIVIDADE, COEXISTÊNCIA E PLANEJAMENTO TERRITORIAL NO CERRADO CENTRAL | |
| 2.1. INTRODUÇÃO | 25 |
| 2.2. METODOLOGIA | 31 |
| A. ÁREA DE ESTUDO | 31 |
| B. PLANEJAMENTO PARA COEXISTÊNCIA | 32 |
| C. CORREDOR DA ONÇA-PINTADA DO CERRADO CENTRAL | 32 |
| 2.3. RESULTADOS | 41 |
| A. PLANEJAMENTO PARA COEXISTÊNCIA | 41 |
| I. REGIÃO DO PARQUE NACIONAL GRANDE SERTÃO VEREDAS | 41 |
| II. REGIÃO DO PARQUE NACIONAL CHAPADA DOS VEADEIROS | 45 |
| III. ANÁLISE COMBINADA (PNGSV E PNCV) | 47 |
| A. CORREDOR DA ONÇA-PINTADA DO CERRADO CENTRAL | 48 |
| 2.4. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO | 64 |

**CAPÍTULO 3 – ESTRATÉGIAS INTEGRADAS PARA A CONSERVAÇÃO DA ARARINHA-AZUL
(*CYANOPSITTA SPIXII*): DA VIABILIDADE POPULACIONAL À COEXISTÊNCIA HUMANO-ESPÉCIE E IMPLICAÇÕES
PARA O DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL COM BASES CONSERVACIONISTAS. 67**

| | | |
|-------|--|----|
| 3.1. | INTRODUÇÃO | 67 |
| 3.2. | METODOLOGIA..... | 71 |
| A. | ÁREA DE ESTUDO..... | 71 |
| B. | ANÁLISE DE VIABILIDADE POPULACIONAL | 71 |
| I. | VORTEX..... | 72 |
| II. | DENSIDADE POPULACIONAL..... | 74 |
| III. | CAPACIDADE DE SUPORTE (K) | 74 |
| IV. | POPULAÇÃO MÍNIMA VIÁVEL (PMV) E TAMANHO DA POPULAÇÃO INICIAL | 74 |
| V. | ANÁLISE DE SENSIBILIDADE | 75 |
| VI. | AMEAÇAS: CATÁSTROFES, REMOÇÕES E PERDA DE HABITAT | 75 |
| VII. | SUPLEMENTAÇÃO DE INDIVÍDUOS | 77 |
| VIII. | RANGESHIFTR (AVALIAÇÃO ESPACIAL)..... | 77 |
| C. | PLANEJAMENTO PARA COEXISTÊNCIA | 79 |
| I. | LEVANTAMENTO SOCIOECONÔMICO E ANÁLISES DE DADOS..... | 79 |
| II. | TEORIA DA MUDANÇA | 80 |
| 3.3. | RESULTADOS..... | 80 |
| A. | ANÁLISE DE VIABILIDADE POPULACIONAL | 80 |
| I. | DENSIDADE POPULACIONAL..... | 81 |
| II. | USO DO SOLO, COBERTURA DA TERRA E CAPACIDADE DE SUPORTE (K)..... | 82 |
| III. | POPULAÇÃO MÍNIMA VIÁVEL (PMV) E CENÁRIO BASE | 85 |
| IV. | ANÁLISE DE SENSIBILIDADE | 86 |
| V. | AMEAÇAS | 87 |
| VI. | SUPLEMENTAÇÃO POPULACIONAL | 90 |
| VII. | PROJEÇÕES ESPACIAIS | 94 |
| B. | PLANEJAMENTO PARA COEXISTÊNCIA | 95 |

| | | |
|------|--|------------|
| I. | ÁVALIAÇÃO SOCIOECONÔMICA E PERCEPÇÃO AMBIENTAL | 95 |
| II. | PLANEJAMENTO PARA COEXISTÊNCIA | 99 |
| 3.4. | DISCUSSÃO E CONCLUSÃO | 102 |
| | DISCUSSÃO FINAL..... | 109 |
| | CONCLUSÃO FINAL..... | 112 |
| | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 114 |
| | MATERIAL SUPLEMENTAR | 138 |
| | SCRIPT R – CORREDORES ONÇA-PINTADA..... | 138 |
| | QUESTIONÁRIO ENTREVISTA – ARARINHA-AZUL..... | 154 |
| | ARTIGOS PUBLICADOS | 156 |

INTRODUÇÃO

A taxa de perda de biodiversidade não está diminuindo. O esgotamento das espécies animais pode reduzir a estabilidade das comunidades ecológicas. Apesar desta perda contínua, existe algum progresso na reversão da perda de fauna em virtude de ações intencionais (Seddon, 2014). As ações de conservação no mundo evitaram a extinção de pelo menos 28 a 48 espécies de aves e mamíferos entre 1993 e 2020. Sem estas ações, as taxas de extinção destes grupos seriam 2,9 a 4,2 vezes maiores (Bolam et al, 2020).

Em diferentes regiões do mundo, iniciativas de conservação de espécies ameaçadas têm mostrado que a proteção da biodiversidade pode caminhar junto com estratégias de desenvolvimento local, sobretudo quando comunidades vizinhas passam a participar do combate às ameaças e a se beneficiar diretamente dos resultados: o ecoturismo associado aos gorilas-das-montanhas em Ruanda tem sido analisado como gerador de renda e benefícios (inclusive “pro-poor”) ao longo das cadeias locais do turismo (Spenceley et al., 2010). Em paisagens pastoris do sul do Quênia, o Lion Guardians (somado a mecanismos de incentivo) é um caso clássico de conservação de grande carnívoro que reorganiza práticas locais de coexistência, reduzindo a mortalidade de leões por retaliação (Hazzah et al., 2014). Na Tanzânia, o programa TACARE, do Instituto Jane Goodall, é frequentemente citado como exemplo de abordagem integrada (conservação + necessidades sociais), ao articular ações comunitárias e reduzir pressões sobre o entorno do Parque Nacional de Gombe (Mavanza & Grossman, 2007).

No Brasil, a consolidação do turismo de observação da onça-pintada na região de Porto Jofre (Pantanal) atribui valor econômico à presença do predador e pode superar, em escala de paisagem, os custos da predação sobre o gado, fortalecendo incentivos locais à tolerância e à conservação (Tortato et al., 2017). Ainda no país, o programa do mico-leão-dourado é reconhecido como uma história de sucesso que combina manejo, restauração e articulação institucional em paisagens humanizadas da Mata Atlântica (Kierulff et al., 2012), e o Projeto TAMAR tornou-se ícone ao integrar conservação de tartarugas marinhas, educação ambiental, ecoturismo e alternativas de renda em comunidades costeiras (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999).

Os principais fatores de pressão sobre a biodiversidade são: a perda e degradação de habitat (Fahrig, 2003; Haddad et al., 2015); a exploração excessiva e a sobre-exploração de recursos (Ripple et al., 2016; Worm et al., 2006); a introdução de espécies invasoras (Simberloff et al., 2013; Clavero & García-Berthou, 2005); e as mudanças climáticas surgem como uma preocupação crescente para a extinção de espécies ao afetar as condições ambientais, como temperatura, disponibilidade de água e padrões sazonais, colocando em risco a sobrevivência de espécies que não conseguem se adaptar rapidamente (Thomas et al., 2004; Parmesan & Yohe, 2003).

A conservação da biodiversidade depende da adaptação das atividades humanas aos limites ambientais. Assim, evitar a extinção de espécies implica em que as atividades humanas sejam adequadamente planejadas e gerenciadas, considerando cuidadosamente os limites ambientais e buscando um equilíbrio entre as necessidades humanas e a conservação da natureza (Laurance et al., 2012; Wilson et al., 2017)

Várias ações de conservação de espécies ameaçadas implementadas no Brasil têm efeito direto no uso e ocupação do território, como com a criação ou ampliação de unidades de conservação, orientação ao licenciamento ambiental e edição de atos normativos e mitigação de conflitos (Nora, 2022; Vercillo, 2023).

A implementação de medidas de conservação de espécies pode influenciar mudanças no desenvolvimento local? Estas medidas podem contribuir no processo de desenvolvimento local, auxiliando os processos de uso e ocupação do território e adoção de medidas de mitigação, proteção ou compensação?

Com o intuito de responder a estas perguntas, o presente trabalho busca compreender os desenvolvimentos no campo da biologia da conservação para a conservação de espécies, e, por meio de dois estudos de casos, conhecer e avaliar as medidas precisam ser adotadas para a conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) na porção central do Cerrado brasileiro e como o processo de reintrodução da ararinha-azul (*Cyanopisitta spixii*) pode promover alterações no desenvolvimento local nos municípios de Curaçá e Juazeiro (BA).

No primeiro estudo de caso “A Onça-Pintada (*Panthera onca*) como Vetor de Conectividade, Coexistência e Planejamento Territorial no Cerrado Central”, a onça-

pintada (Figura 1). foi escolhida pelo papel central dos carnívoros no processo de conservação e dos projetos de pesquisa em desenvolvimento na região e como parte dos estudos do Programa de Conservação dos Mamíferos da Chapada dos Veadeiros (PCMCV), que foi criado em 2018, para produzir, disseminar e apoiar o conhecimento científico para manejar e assegurar a viabilidade populacional, no longo prazo, dos médios e grandes mamíferos nativos da região da Chapada dos Veadeiros-GO e grande entorno.

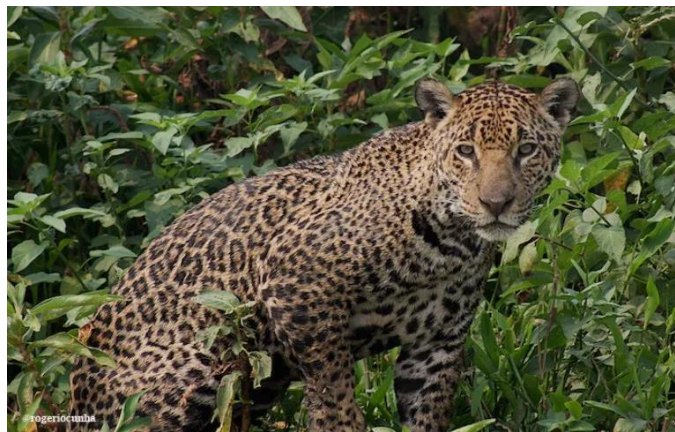


Figura 1 - Onça-pintada (*Panthera onca*). Foto: Rogério Cunha

Para o segundo estudo de caso “Estratégias Integradas para a Conservação da Ararinha-Azul (*Cyanopsitta spixii*): da Viabilidade Populacional à Coexistência Humano-Espécie e Implicações para o Desenvolvimento Territorial com Bases Conservacionistas” foi escolhida a ararinha-azul (Figura 2), uma espécie endêmica da Caatinga brasileira, considerada oficialmente como extinta na natureza, cujo último registro de um animal em vida livre ocorreu em outubro de 2000 (Birdlife International, 2024; Bolle, 2019; Lugarini, 2021) e reintroduzida na natureza em 2022, dentro das Unidades de Conservação da Ararinha-azul, no município de Curaçá/BA, no âmbito de um projeto de longa duração (Purchase et. al., 2024). Apesar de não ser um carnívoro, ela pode ser classificada como uma espécie bandeira, ao atrair a atenção das pessoas para a sua manutenção, e uma espécie guarda-chuva, pois, ao protegê-la, os processos ecossistêmicos em seus locais de ocorrência encontram-se igualmente protegidos. Assim, espera-se avaliar também, se uma espécie não-carnívora, mas carismática pode desempenhar um papel relevante no processo da conservação.



Figura 2 - *Cyanopsitta spixii*. À direita imagem dos animais reintroduzidos na natureza em 2022. Foto: ACTP

O projeto foi autorizado pela Comissão de Ética CAEE: 74161923.7.0000.5540.

CAPÍTULO 1 – FUNDAMENTOS DA BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO E DO DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL COM BASE CONSERVACIONISTA.

O presente capítulo busca construir o arcabouço teórico-conceitual da tese, discutindo a evolução da biologia da conservação e seus principais instrumentos, com ênfase nos conceitos de áreas núcleo, conectividade, espécies catalisadoras, coexistência e desenvolvimento territorial com base conservacionista.

1.1. Do foco exclusivo na preservação de espécies à abordagem socioecológica

A trajetória da conservação expandiu-se continuamente ao longo da história moderna, passando da gestão de recursos naturais no século XVIII, que priorizava o uso racional de recursos para benefício humano, ao estabelecimento da caça regulamentada e de áreas protegidas no século XIX, visando preservar maravilhas naturais e vida selvagem para recreação (Western et al., 2020).

A biologia da conservação, como disciplina, emergiu de uma preocupação crescente com a perda acelerada de espécies e a degradação dos ecossistemas naturais. Sua gênese remonta às preocupações com a proteção de áreas selvagens – *wilderness* - nos séculos XIX e XX, especialmente nos Estados Unidos da América, onde uma tradição se desenvolveu com base em figuras como Henry David Thoreau, John Muir e Aldo Leopold influenciaram uma ética de valorização intrínseca da natureza. Leopold, particularmente, com sua “ética da terra”, propôs uma visão ecocêntrica da relação entre humanos e natureza, destacando a importância de “manter todas as peças” do sistema ecológico como precaução fundamental da gestão ambiental (Franco, 2013; Mulrennan et al., 2012).

A biologia da conservação representa uma resposta científica aos desafios ambientais sem precedentes impostos pelas atividades humanas, incluindo a destruição de habitats, poluição, superexploração de recursos e mudanças climáticas (Boykin et al., 2021). Os primeiros esforços de conservação frequentemente se concentraram em

mecanismos de proteção rigorosos, exemplificados pelo estabelecimento de parques nacionais como Yellowstone em 1872, com o objetivo primordial de salvaguardar áreas selvagens da intervenção humana (Pandey et al., 2025).

Durante o século XX, o desenvolvimento da ecologia como ciência e a consolidação da teoria da evolução ofereceram as bases conceituais para a emergência da biologia da conservação. Autores como Ernst Mayr, que destacou a importância da sistemática e da diversidade biológica, e Edward O. Wilson e Robert MacArthur, com o desenvolvimento da teoria da biogeografia de ilhas, foram fundamentais nesse processo. Já nas décadas de 1970 e 1980, diante da crise da extinção de espécies amplamente reconhecida pela comunidade científica, autores como George Evelyn Hutchinson, Edward O. Wilson, Daniel Simberloff, John Terborgh, Jared Diamond, Thomas Lovejoy, Michael Gilpin, William Newmark, Mark L. Shaffer, Paul Ehrlich e Michael E. Soulé surgem como figuras centrais ao propor a biologia da conservação como um campo científico autônomo, com objetivos claros de ação e normatividade ética. Soulé, o principal articulador do novo campo de pesquisas, definiu a biologia da conservação como “uma disciplina de crise”, cuja missão seria, não apenas compreender os sistemas naturais, mas intervir ativamente para preservá-los (Franco, 2013).

O trabalho seminal de expoentes como Michael Soulé ajudou a solidificar a biologia da conservação como uma disciplina científica distinta, enfatizando a aplicação de princípios ecológicos para abordar problemas reais de conservação (Soulé et al., 2014). O trabalho de Soulé destacou a importância da colaboração interdisciplinar, reunindo ecologistas, geneticistas, manejadores de vida selvagem e cientistas sociais para desenvolver estratégias de conservação eficazes (Soulé et al., 2014). Seu arcabouço enfatizou o papel crítico dos grandes carnívoros na manutenção da integridade dos ecossistemas, a importância de áreas protegidas centrais para a conservação da biodiversidade e a necessidade de corredores funcionais para conectar habitats fragmentados (Eisenberg, 2014).

O conceito de biodiversidade, por sua vez, foi idealizado por Walter G. Rosen, em 1985, durante a organização do National Forum on BioDiversity (Fórum Nacional sobre BioDiversidade), realizado na capital norte-americana, Washington, de 21 a 24 de

setembro de 1986, sob os auspícios da National Academy of Sciences e do Smithsonian Institute. Edward O. Wilson teve papel decisivo na difusão desse conceito, como editor do livro *Biodiversity*, publicado em 1988, que trazia os painéis apresentados no Simpósio. Thomas Lovejoy, por sua vez, introduziu o conceito de “diversidade biológica” nos relatórios internacionais e foi um dos primeiros a vincular a perda de biodiversidade às atividades humanas em escala global. Lovejoy também contribuiu para os debates sobre os efeitos da fragmentação de habitats e sobre o valor da biodiversidade para o bem-estar humano (Franco, 2013).

Os conceitos desenvolvidos no âmbito da biologia da conservação se tornaram fundamentais para pensar a conservação da biodiversidade de forma integrada e para traçar estratégias mais efetivas de ação. A percepção de que a conservação da biodiversidade devia se dar levando-se em conta grandes áreas – regiões ou até continentes inteiros – levou à elaboração de uma estratégia concebida como os “Três Cs”: **áreas centrais, corredores e carnívoros** (*Core, Corridors and Carnivores*). Esses três “Cs” tornaram-se pilares do planejamento e gestão da conservação. Proteger os habitats essenciais, estabelecer corredores funcionais e compreender o papel dos predadores de topo tornaram-se estratégias-chave (Soulé, 2014).

Ademais, o processo de conservação de espécies deve incluir uma gama de ações previstas no rol da biologia da conservação como: manejo na natureza, com reintroduções e translocações de indivíduos ou populações (IUCN/SSC, 2013); o manejo em cativeiro, como fonte para o manejo *in situ* (IUCN/SSN, 2014); o uso das áreas protegidas, como instrumento para a proteção dos habitats, sejam as áreas chave (ou *core*) ou os corredores (Margules & Pressey, 2000; Lima & Franco, 2014; Watson et. al., 2014).

Esse conjunto de ações orquestradas, visando a restauração da biodiversidade, é relativamente recente e se desenvolveu como consequência do aumento da consciência global da necessidade de conservar a diversidade biológica diante das extinções de espécies (Seddon, 2007). Para as espécies da fauna, esse processo pode ser denominado de *rewilding*, que inclui estratégias refaunação e de garantia de que a fauna silvestre não só sobreviva, mas que se mantenha realizando as suas funções ecológicas ao longo da

sua distribuição geográfica. *Rewilding* é um conceito no âmbito da biologia da conservação (Soulé, 2014).

Projetos de *rewilding* têm sido iniciados ao redor do mundo. Assim, os conceitos de *rewilding* e de refaunação da natureza evoluíram para abranger uma variedade de temas, incluindo as relações entre humanos e natureza, ecoturismo, substituição de táxons, reintrodução de espécies (incluindo as nascidas em cativeiro), retrocruzamento, entre outros (Carver et al., 2021).

Embora valiosa, a abordagem com o foco mais voltado para a preservação das espécies, muitas vezes, não se atentou para as intrincadas relações entre as comunidades humanas e os ecossistemas que habitam, o que levou a conflitos e eventualmente comprometeu o sucesso da conservação no longo prazo (Hintz, 2007).

A literatura registra os chamados impactos sociais da conservação ambiental, como por exemplo o deslocamento de populações humanas (Brockington & Igoe, 2006; Brockington & Wilkie, 2015), efeitos de proibição da pesca sobre comunidade de pescadores (Gollan et al., 2020; Cook et al., 2024), aumento dos conflitos humanos-fauna com ataques a humanos ou seus meios de produção (Gulati et al., 2021; Braczkowski et al., 2023; Kegamba et al., 2024).

O reconhecimento de que a conservação não pode ocorrer isoladamente das sociedades humanas impulsionou o desenvolvimento de abordagens integradas que consideram tanto fatores ecológicos quanto socioeconômicos (He et al., 2020). A biologia da conservação evoluiu consideravelmente, ampliando seu escopo de uma abordagem reativa e centrada em espécies para um paradigma proativo, baseado em ecossistemas e socialmente consciente. Gradualmente essas abordagens passaram a integrar ligações bidirecionais com as pessoas, reconhecendo sua influência onipresente na natureza e as múltiplas contribuições que dela derivamos, incluindo o uso sustentável de espécies (Silvestro et al., 2022).

Reconhecendo as limitações de focar exclusivamente nos aspectos ecológicos, há uma ênfase crescente na integração de considerações sociais e econômicas nas estratégias de conservação, marcando uma mudança significativa em relação às abordagens anteriores, que por vezes negligenciavam as necessidades e direitos das

comunidades locais (Corson & Campbell, 2023). Uma versão mais abrangente se desenvolveu, incluindo todos os aspectos da dependência humana em relação ao meio ambiente (Lélé et al., 2013). Essa mudança enfatiza a importância da conservação colaborativa, que envolve o engajamento de comunidades locais, governos e outras partes interessadas no planejamento e implementação de iniciativas de conservação (Marchini et al., 2021).

A biologia da conservação está integrando ativamente as ciências sociais para abordar as complexas relações entre humanos e natureza, e agora incorpora muitos outros campos aplicados, como a silvicultura, para alcançar os objetivos de conservação (Bennett et al., 2017). O reconhecimento da interconexão entre sistemas ecológicos e sociais levou ao desenvolvimento de arcabouços de sistemas socioecológicos, destacando a importância de compreender as interações humano-ambiente para um planejamento de conservação eficaz (Ban et al., 2013). Essa compreensão exige a incorporação das perspectivas, conhecimentos e valores das comunidades locais, garantindo que as iniciativas de conservação sejam equitativas, culturalmente apropriadas e contribuam para meios de subsistência sustentáveis.

Assim, à medida que os esforços de conservação se expandiram e diversificaram, tornou-se cada vez mais claro que o arcabouço dos “Três Cs”, embora valioso, nem sempre é suficiente para abordar os desafios complexos da conservação da biodiversidade, particularmente em paisagens dominadas por humanos (Sanborn & Jung, 2021).

Nesse sentido, a "coexistência" surge como um quarto elemento crítico, reconhecendo a necessidade de alinhar o bem-estar humano com os objetivos de conservação, exigindo uma transição: de focar exclusivamente nas necessidades ecológicas para abordar ativamente as dimensões socioeconômicas da conservação (Corson & Campbell, 2023). Essa abordagem reconhece que os esforços de conservação são mais propensos a serem bem-sucedidos quando beneficiam tanto a vida selvagem quanto as comunidades locais, enfatizando a colaboração, a compreensão mútua e a responsabilidade compartilhada (Marchini et al., 2021). Isso exige o envolvimento ativo das comunidades locais no planejamento, implementação e monitoramento de

iniciativas de conservação, respeitando seus direitos, conhecimentos tradicionais e valores culturais (Eisenberg, 2014).

O conceito de Desenvolvimento Territorial com Base Conservacionista (DTBC) traz uma abordagem alinhada ao processo da coexistência, busca conciliar o desenvolvimento socioeconômico de uma região com a conservação dos recursos naturais e da biodiversidade. Essa abordagem integra princípios de conservação em estratégias de desenvolvimento regional, promovendo práticas de desenvolvimento sustentável que respeitem os limites ecológicos e minimizem os impactos ambientais negativos (Weigand Jr, 2005). Ela visa alcançar um equilíbrio entre o crescimento econômico, a qualidade de vida das comunidades e a proteção do meio ambiente (Hilty et al., 2006; Caro & O'Doherty, 1999). Segundo Wiegand Jr (2005) as políticas ambientais não devem servir para restringir o desenvolvimento, ao mesmo tempo, as políticas de desenvolvimento não devem promover a destruição da natureza. Para ele os instrumentos elaborados para promover o desenvolvimento devem ser utilizados de modo a favorecer a conservação da natureza.

1.2. Espécies como instrumentos de planejamento territorial

A recuperação de uma espécie implica na restauração de componentes ecológicos que exigem a readequação do uso da paisagem, o que proporciona conflitos e requer soluções para a coexistência entre as atividades antrópicas e os requisitos ambientais para o reestabelecimento de uma população selvagem (Carver, 2016). Para tanto, as ameaças devem ser mitigadas e as condições ecológicas que atendam aos parâmetros ambientais requeridos pela espécie devem ser reestabelecidas, tais como oferta de alimento, proteção contra predadores, área de descanso e nidificação. Além disso, o processo de estabelecimento deve ser assistido de modo a favorecer os desafios e gargalos iniciais, como reduzir o risco de predação de filhotes e adultos e a deficiência alimentar e de abrigo (Carver, 2016; IUCN/SSC, 2013, White, 2015).

Na biologia da conservação, diferentes categorias de “espécies-alvo” orientam diagnóstico, planejamento e comunicação. Espécies-chave (keystone) são aquelas cuja influência ecológica é desproporcional à sua abundância, de modo que sua remoção

provoca mudanças marcantes na estrutura e no funcionamento do ecossistema (Power et al., 1996). Engenheiras de ecossistema modificam, mantêm ou criam habitats ao alterar o estado físico de recursos bióticos ou abióticos, modulando a disponibilidade de recursos para outros organismos (Jones, Lawton & Shachak, 1994). Espécies-fundação são táxons que estruturam comunidades, definem condições ambientais e regulam processos ecossistêmicos — sua perda afeta fluxos de energia e nutrientes, redes tróficas e a biodiversidade associada (Dayton, 1972; Ellison et al., 2005). Espécies-indicadoras são usadas para monitorar mudanças ambientais, avaliar manejo e emitir “sinais de alerta” sobre a integridade ecológica (Carignan & Villard, 2002; Siddig et al., 2016). Espécies-guarda-chuva (umbrella) são escolhidas porque sua conservação, em geral via exigência de grandes áreas e múltiplos habitats, confere proteção colateral a muitas outras espécies co-ocorrentes (Roberge & Angelstam, 2004). Espécies-bandeira (flagship) são selecionadas sobretudo por seu valor simbólico e capacidade de mobilizar atenção pública e financiamento para objetivos de conservação (Caro & O’Doherty, 1999; Veríssimo et al., 2011). Em escalas de paisagem, a abordagem de “espécies de paisagem” usa táxons cujos requisitos espaciais e ameaças ajudam a delinear áreas-foco para o planejamento (Sanderson et al., 2002).

Dada a enorme diversidade biológica e a limitação de tempo, dados e recursos, uma estratégia recorrente é usar espécies-alvo como “atalhos” para o planejamento: ao proteger uma (ou poucas) espécies escolhidas, pretende-se proteger grande parte da biota co-ocorrente. Essa ideia está na base dos conceitos de espécies guarda-chuva/“umbrella” e de espécies-focais: ao atender os requisitos espaciais e ecológicos de táxons mais exigentes, espera-se abranger as necessidades de espécies menos exigentes (Lambeck, 1997; Roberge & Angelstam, 2004).

Revisões e meta-análises indicam que a capacidade de uma entidade “representar” a biodiversidade não observada tem efeitos positivos, porém modestos e variáveis no espaço, entre grupos taxonômicos e conforme o tipo de dado (Rodrigues & Brooks, 2007; Branton & Richardson, 2011).

Estudos recentes mostram que, em certos contextos, priorizações de espécie única podem oferecer cobertura comparável à de abordagens multiespécies para

ameaças de paisagem, embora não substituam diagnósticos sistemáticos (Runge et al., 2019). Em síntese, proteger algumas espécies-alvo pode, sim, proteger parcela substancial da biota regional, mas a eficácia não é universal e recomenda-se combinar o uso de espécies-alvo com ferramentas de planejamento sistemático (complementaridade/irrecuperabilidade) e validação empírica (Roberge & Angelstam, 2004; Rodrigues & Brooks, 2007).

1.3. Áreas núcleo e conectividade como estruturantes do território

O conceito dos três “Cs” parte da premissa da conservação da proteção de áreas núcleo e do estabelecimento de corredores a partir de um grupo específico de espécies alvo, no caso os carnívoros (Soulé et al., 2014). Tal estratégia ficou conhecida na biologia da conservação como carnívoros, áreas centrais e corredores (*core, corridors and carnivores*).

Os carnívoros — em especial os grandes carnívoros — podem ser considerados como espécies-chave, guarda-chuva, bandeira, indicadoras e paisagem (Caro & O’Doherty, 1999; Sergio et al., 2008; Ripple et al., 2014). Além disso, como consumidores topo de cadeia eles ocupam níveis tróficos elevados e podem desencadear cascatas tróficas cuja perda gera “*trophic downgrading*” em múltiplos ecossistemas (Estes et al., 2011; Ripple et al., 2014).

Portanto, a ideia central é que os habitats dos carnívoros, como lobos, felinos e ursos, devem ser protegidos por meio da identificação de áreas nucleares (*core areas*) onde a densidade populacional dessas espécies é alta e sua reprodução ocorre com sucesso (Beier & Noss, 1998; Soule & Simberloff, 1986). Essas áreas centrais funcionam como refúgios vitais, proporcionando habitat de qualidade e permitindo que os carnívoros mantenham populações estáveis e sustentáveis (Noss & Cooperrider, 1994).

O arcabouço dos "Três Cs" tem sido fundamental na moldagem de estratégias de conservação globalmente. O reconhecimento de que grandes carnívoros desempenham um papel desproporcionalmente importante na regulação de ecossistemas e, portanto, devem ser envidados esforços crescentes para proteger e restaurar suas populações (Soulé et al., 2014).

A presença de predadores de topo pode ter efeitos em cascata em toda a teia alimentar, influenciando a abundância e o comportamento das espécies de presas, bem como moldando a estrutura da vegetação e os processos ecossistêmicos. Eles frequentemente exigem *habitats* grandes, conectados e relativamente inalterados para manter populações viáveis (Soulé et al., 2014). Este arcabouço enfatiza a importância de designar e gerenciar áreas protegidas centrais como refúgios para a biodiversidade.

Essas áreas centrais servem como refúgios para uma vasta gama de espécies, fornecendo *habitat* essencial para reprodução, alimentação e outras etapas críticas do ciclo de vida. A conservação eficaz também exige a manutenção de conectividade funcional entre as áreas centrais, permitindo o movimento de indivíduos e o fluxo de genes através de paisagens fragmentadas (Eisenberg, 2014). Os corredores facilitam a dispersão, reduzem o risco de endogamia e permitem que as espécies acompanhem as mudanças nas condições ambientais (USGS Publications Warehouse, 2017). Estes podem assumir várias formas, incluindo manchas de *habitat*, zonas ripárias e até paisagens modificadas pelo homem, gerenciadas para facilitar o movimento da vida selvagem. Assegurar esses corredores é, portanto, crítico para a viabilidade populacional a longo prazo e a resiliência dos ecossistemas.

Várias espécies são beneficiadas por projetos de conservação no mundo baseados nesse conceito, como por exemplo: ursos-pardos e negros no Canadá; (Sawaya, Clevenger & Kalinowski, 2013; 2014); tigre na Índia (Sharma et al., 2013); e lince-ibérico entre Portugal e Espanha (Blázquez-Cabrera et al., 2019).

No entanto, a aplicação do arcabouço dos Três Cs também enfrentou desafios, particularmente em áreas com altas densidades populacionais humanas e usos da terra concorrentes. Conflitos entre humanos e carnívoros podem surgir quando predadores atacam o gado ou representam uma ameaça à segurança humana (Ordiz et al., 2021). Abordar eficazmente esses conflitos requer a implementação de estratégias como medidas de proteção do gado, programas de compensação e iniciativas de conservação baseadas na comunidade (van Eeden et al., 2018; Harris, 2020; Morehouse et al., 2020). O gerenciamento de áreas centrais também pode ser desafiador, especialmente quando

são cercadas por paisagens dominadas por humanos. Invasões, degradação do *habitat* e atividades ilegais podem minar a integridade das áreas protegidas (Zabala et al., 2024).

No entanto, a simples proteção de áreas *core* não é suficiente, especialmente em paisagens fragmentadas. É igualmente importante estabelecer corredores ecológicos (*corridors*) que conectem as áreas *core*, permitindo que os carnívoros de topo de cadeia e os grandes herbívoros se movam entre elas (Hilty et al., 2006). Os corredores são faixas de habitat que fornecem uma rota de deslocamento para os carnívoros e os grandes herbívoros, facilitando a dispersão, o intercâmbio genético e a recolonização de áreas esvaziadas (Crooks & Sanjayan, 2006; Soulé, 2014). Essa conectividade promove a diversidade genética, a resiliência das populações e a recuperação após eventos de extinção local (Noss & Cooperrider, 1994; Soulé, 2014).

A conservação de espécies e a implementação eficaz de corredores ecológicos requerem uma abordagem holística e integrada que considere os aspectos ecológicos, ambientais, sociais e o envolvimento das comunidades locais (Eisenberg & Redford, 2000; Martin, 2021). Trata-se, portanto, considerar a ecologia e o comportamento específicos de cada espécie, bem como as características do ambiente em que estão inseridas (Gittleman & Funk, 1993; Mech & Boitani, 2003), bem como as questões sociais, econômicas e políticas necessárias para garantir a aceitação e o sucesso das medidas de conservação (Hilty et al., 2006). Ao combinar a proteção de áreas *core*, a criação de corredores ecológicos e uma abordagem abrangente para a conservação, é possível promover a sobrevivência dessas espécies e a manutenção dos ecossistemas saudáveis em que habitam (Ripple et al., 2014).

1.4. Refaunação como estratégia de reorganização ecológica e territorial

O termo *rewilding*, ou *refaunação*, surgiu de uma colaboração entre o biólogo da conservação Michael Soulé e o ativista David Foreman no final da década de 1980. Desde então, sua aplicação e escopo tornaram-se objeto de controvérsia acadêmica (Jorgensen, 2014; Lorimer, 2015; Carver, 2021). Em linhas gerais, iniciativas de *rewilding* compartilham a ambição de manter ou aumentar a biodiversidade, reduzindo impactos humanos passados e presentes por meio da restauração de espécies e processos

ecológicos (p. ex., predação, herbivoria, dispersão de sementes), com atenção especial às cascatas tróficas decorrentes de extinções locais (Soulé & Noss, 1998; Lorimer et al., 2015; Galetti et al., 2017), de modo a promover ecossistemas mais autorregulados e funcionais (Svenning et al., 2016, 2024; Perino et al., 2019).

Com base em uma pesquisa com 59 especialistas, revisão de visões institucionais e oficinas com mais de 100 participantes, Carver et al. (2021) propuseram uma definição unificadora e 10 princípios para a refaunação. Entre as mensagens-chave estão: (i) a refaunação pode exigir intervenção humana mais intensa no início para colocar o sistema em trajetória de maior autonomia; (ii) a refaunação busca corrigir a dominância humana em ecossistemas alvo, mas sua perpetuação depende de tolerância social e de coexistência significativa entre pessoas e natureza.

1. A refaunação utiliza a vida selvagem para restaurar interações tróficas.
2. A refaunação emprega o planejamento em escala de paisagem que considera áreas centrais, conectividade e coexistência.
3. A refaunação concentra-se na recuperação de processos ecológicos, interações e condições com base em ecossistemas de referência.
4. A refaunação reconhece que os ecossistemas são dinâmicos e estão em constante mudança.
5. A refaunação deve antecipar os efeitos das mudanças climáticas e, sempre que possível, atuar como uma ferramenta para mitigar impactos.
6. A refaunação requer engajamento e apoio local.
7. A refaunação é informada pela ciência, conhecimento ecológico tradicional e outros conhecimentos locais.
8. A refaunação é adaptativa e depende de monitoramento e retroalimentação.
9. A refaunação reconhece o valor intrínseco de todas as espécies e ecossistemas.
10. A refaunação requer uma mudança de paradigma na coexistência entre seres humanos e natureza.

Programas de introdução/reintrodução envolvem riscos clássicos — depleção de populações doadoras, introdução de patógenos e baixa variabilidade genética —

amplamente documentados na literatura (Kleiman, 1989; Seddon et al., 2007; Walters et al., 2010). Esses riscos tendem a ser menores quando se prioriza a restauração de funções ecológicas com espécies não ameaçadas, em vez de focar apenas em táxons de alta prioridade (Lorimer et al., 2015; Carver et al., 2021; Galetti et al., 2017).

Projetos de refaunação podem gerar interações indesejadas, incluindo aumento de predação sobre espécies vulneráveis, propagação de doenças, novas dinâmicas tróficas difíceis de reverter ou invasões biológicas se a composição de espécies/taxas análogas for inadequada (Bühne et al., 2021; Gordon et al., 2019).

As propostas de “Pleistocene rewilding” — usar espécies análogas ou exóticas para “substituir” megafauna extinta — são altamente controversas por razões ecológicas e éticas: há dúvidas sobre a equivalência funcional, riscos de impacto sobre táxons nativos e a possibilidade de criar ecossistemas artificiais sem restaurar o potencial evolutivo perdido (Donlan, 2006; Rubenstein et al., 2006; Odenbaugh, 2023). Debates recentes sobre de-extinção (biotecnologia para “ressuscitar” traços de espécies extintas) enfatizam que não é panaceia e demanda avaliação ética, socioecológica e de governança (Carvalho et al., 2025; Paganeli et al., 2025).

No plano socioambiental, *rewilding* pode reacender conflitos quando predadores retornam ou grandes herbívoros alteram paisagens produtivas, exigindo custos de adaptação (infraestrutura, compensação, mudança de práticas) e mecanismos de governança que previnam “green grabbing” (apropriações de terra “verdes”) (Duffy, 2016; Duffy, 2019; Cary et al., 2025). Preferências públicas sobre *rewilding* são politizadas e heterogêneas, influenciando legitimidade e apoio (Giergiczny et al., 2025). Algumas experiências sugerem benefícios climáticos (por ex., reintroduções de grandes herbívoros que alteram ciclos de carbono), mas os próprios autores pedem cautela e ampliação de estudos de campo antes de generalizações (Araújo, 2024; reportagem sobre bisões nos Cárpatos; Burak et al., 2024).

Há ainda contradições conceituais: parte do debate contrapõe “ecossistemas de referência” a “ecossistemas novos/novel ecosystems”, questionando quais linhas bases são legítimas em um Antropoceno de mudanças rápidas (Marris, 2013). O *rewilding* passivo (retirada de usos e “deixar a natureza agir”) nem sempre leva a trajetórias

desejadas, podendo produzir resultados negativos sem manejo adaptativo (Bühne et al., 2021). Ao mesmo tempo, estudos de “rewilding não intencional” mostram que funções tróficas podem reaparecer quando consumidores retornam, mas reforçam lacunas de dados e a necessidade de monitoramento robusto (Tanentzap et al., 2018).

Apesar de todos os riscos e contradições levantadas, existem casos clássicos de sucesso da refaunação. O exemplo mais célebre é a reintrodução de lobos em Yellowstone (EUA) nos anos 1990, frequentemente citada como catalisadora de reequilíbrios tróficos e de efeitos indiretos sobre vegetação ripária e engenheiros de ecossistema; a lição central é o papel de predadores de topo e a necessidade de antecipar conflitos com a pecuária (Lorimer et al., 2015; Soulé & Noss, 1998; Carver et al., 2021).

Na Europa, a recuperação/reintrodução do bisão-europeu e o retorno disseminado dos castores ilustram como grandes herbívoros e engenheiros de ecossistemas remodelam mosaicos de habitats, aumentam a heterogeneidade e a retenção hídrica, e fortalecem a resiliência a secas e cheias—desde que acompanhados por pactos sociais e manejo adaptativo (Lorimer et al., 2015; Mutillod et al., 2024).

Ainda nas Américas, dois programas clássicos são o do condor-da-Califórnia, salvo de um gargalo populacional por criação *ex situ*, controle de ameaças (chumbo/linhas) e libertações em série, e o do furão-de-pés-negros, cuja viabilidade depende do manejo integrado com presas e patógenos—mostrando que o sucesso exige pensar em metacomunidades e em ciclos longos de pós-soltura (Walters et al., 2010; Jachowski et al., 2011; Seddon et al., 2007).

Na América do Sul, o Iberá Rewilding (Argentina) tornou-se vitrine internacional ao reintroduzir múltiplas espécies (tamanduá-bandeira, veado-catingueiro, arara-vermelha e onça-pintada), combinando núcleos, corredores, turismo de natureza e benefícios locais; o caso destaca que licenças sociais sólidas e financiamento estável são tão críticos quanto protocolos veterinários (Zamboni et al., 2017; Donadio et al., 2022).

Na Oceania, reintroduções em ilhas e cercados livres de predadores (bilbies, bettongs, aves endêmicas) evidenciam que barreiras físicas e erradicação de invasores podem ser pré-condições para êxito; são “laboratórios” de faseamento: começar pequeno, medir, ajustar e escalar (Seddon et al., 2007).

O Brasil reúne histórias reconhecidas. A metapopulação de mico-leão-dourado emergiu de décadas de reintroduções/translocações e criação de corredores, caso clássico de manejo adaptativo e construção de capital social; programas com peixe-boi-marinho registraram sucesso reprodutivo pós-soltura; (Kierulff et al., 2012; Ruiz-Miranda et al., 2010; Normande et al., 2015; Attademo et al., 2022). Em paralelo, experiências com cutias e jabutis na Mata Atlântica evidenciam a eficácia do *trophic rewilding* para restaurar dispersão de sementes e processos-chave (Cid et al., 2014; Sobral-Souza et al., 2017; Galetti et al., 2017).

1.5. Coexistência humano-fauna e governança territorial

Alguns autores registram que políticas e práticas de conservação que regulam o uso e a exploração do meio ambiente podem ser percebidas como restritivas ao desenvolvimento, sobretudo quando implicam limitações de acesso a recursos e mudanças em modos de vida (Brockington & Igoe, 2006; Duffy, 2019). De modo semelhante, iniciativas de refaunação — ao promoverem a (re)introdução de fauna e a restauração de interações tróficas — podem ser interpretadas como ameaça por comunidades locais, seja por novas regras de manejo e uso do território, seja por riscos diretos a meios de subsistência e à segurança humana, especialmente no caso de grandes carnívoros (van Eeden et al., 2018; Ordiz et al., 2021).

Esses efeitos, ainda que contexto-dependentes, indicam a necessidade de governança inclusiva, medidas de prevenção de danos (p.ex., proteção de rebanhos), mecanismos econômicos de compensação e monitoramento adaptativo para compatibilizar objetivos de conservação e justiça socioambiental (van Eeden et al., 2018; Duffy, 2019). O recondicionamento das práticas correntes do uso do ambiente pode ser um fator gerador de conflito com os produtores rurais. A busca de uma conciliação ou coexistência entre as práticas produtivas e os quesitos ambientais é a chave para o sucesso da refaunação (Marchini, 2021).

Na busca para otimizar o sucesso do processo de conservação em curso, a coexistência implica encontrar maneiras para que humanos e vida selvagem compartilhem paisagens e recursos de forma sustentável, promovendo a tolerância,

reduzindo conflitos e fomentando um senso de gestão ambiental (Marchini et al., 2021). As estratégias para alcançar a coexistência podem incluir a promoção de práticas de manejo da terra que favoreçam a vida selvagem, o apoio a meios de subsistência sustentáveis e o investimento em programas de educação e conscientização (Nyhus, 2016).

A coexistência é frequentemente discutida como um estado ou processo dinâmico, em vez de um ponto final em um *continuum* de conflito. Um estado de coexistência, por exemplo, não implica a ausência de conflitos nem exige a ausência de interações ou impactos negativos: ele se refere à forma como estes são compreendidos e gerenciados. De fato, um estado amplo de coexistência normalmente contém incidências de conflito, mas eles são gerenciados e/ou tolerados (IUCN 2023). Para tanto, determinadas formas de manejo do uso da paisagem devem ser implementadas, atendendo às premissas do desenvolvimento sustentável (Marchini, 2021).

Tolerância e coexistência têm sido usadas como conceitos para explorar a relação entre povos indígenas e vida selvagem em vários países (Frank, 2015). A coexistência ocorre quando os interesses de humanos e vida selvagem são ambos satisfeitos, ou quando um compromisso é negociado para permitir a existência de ambos (Frank, 2015). Isso é alcançável por meio de dedicação contínua, negociação e adaptação, com uma compreensão das compensações entre os interesses humanos e da vida selvagem (Frank, 2015; Nyhus, 2016). Mesmo quando as espécies causam conflitos, as pessoas podem ser tolerantes à vida selvagem se as espécies forem percebidas como benéficas para o bem-estar pessoal, espiritual, cultural, econômico, social ou político da sociedade (Frank, 2015).

O conhecimento indígena e as práticas tradicionais fornecem *insights* valiosos sobre o manejo sustentável de recursos e a conservação da biodiversidade (VijayKumar, 2019). Ao integrar o conhecimento indígena e as práticas tradicionais nas estratégias de conservação, os profissionais podem aumentar sua eficácia e garantir que sejam culturalmente apropriadas e localmente relevantes. Essa abordagem holística reconhece a conexão intrínseca entre as pessoas e a natureza, percebendo que o bem-estar humano está intrinsecamente ligado à saúde dos ecossistemas. Muitas comunidades indígenas

em todo o mundo possuem um profundo entendimento de como gerenciar e preservar recursos naturais de forma sustentável (Rasmussen, 2023). O conhecimento ecológico tradicional pode ser usado para aprimorar o manejo de recursos naturais (Ghosh et al., 2017). Povos indígenas estão ativamente engajados como parceiros na conservação da biodiversidade, possuem amplo conhecimento de sistemas ecológicos e têm uma continuidade histórica de práticas de uso de recursos (Ghosh et al., 2017).

Por fim, é importante que os planos de conservação, bem como decisões de manejo e políticas relativas à interação humano-vida selvagem, abordem além dos impactos negativos das atividades humanas sobre a vida selvagem ameaçada a partir de uma perspectiva ecológica (Frank, 2015; IUCN/SSC, 2023) também passem a considerar todo o espectro de interações entre humanos e vida selvagem e ponderar o que as partes interessadas percebem como impactos de interações que justificam atenção estabelecendo um planejamento para a coexistência (Marchini, 2021).

Esses impactos podem ser negativos ou positivos e variam de efeitos tangíveis, como perda de gado e renda, a efeitos intangíveis, como medo ou felicidade, afetando tanto as pessoas quanto a vida selvagem. Uma abordagem de coexistência deve buscar um equilíbrio entre o crescimento econômico, o bem-estar da comunidade e a proteção ambiental (Caro & O'Doherty, 1999; Hilty et al., 2006).

1.6. Instrumentos de planejamento e o Desenvolvimento Territorial com Base Conservacionista

No campo da conservação da biodiversidade, opera-se com um portfólio de instrumentos que orientam diagnóstico, priorização e gestão — dos planos de ação para espécies a ferramentas de planejamento sistemático e arranjos territoriais. No início do século XX, os primeiros passos de organização técnico-científica para manejo coordenado de populações ameaçadas emergiram com a criação de *studbooks* internacionais e programas reprodutivos, como o do bisonte-europeu (*Bison bonasus*), cujos registros genealógicos iniciados na década de 1920 foram cruciais para padronizar decisões de manejo *ex situ* e orientar reintroduções (Pucek, 2004). Já na década de 1970, surge, no contexto norte-americano, o primeiro plano moderno de recuperação (recovery

plan) para uma espécie ameaçada com registro claro — a maria-da-praia-de-Kirtland (Kirtland's warbler) — com processo iniciado em 1971 e publicação federal em 1976 (U.S. Fish & Wildlife Service, 1976; Petrucha, Donner & Bocetti, 2023).

A partir daí, a IUCN/SSC estruturou uma série global de Planos de Ação, que ganhou corpo entre 1986 e 2008, com mais de 60 planos publicados, consolidando a prática de planejamento para grupos taxonômicos e temas (McNeely, 2009). Em 2008, o manual *Strategic Planning for Species Conservation* profissionalizou o processo (visão, metas, objetivos, ações, monitoramento) e introduziu a família de documentos *Species Conservation Strategies*; em 2017, as *Guidelines for Species Conservation Planning (v1.0)* consolidaram o Ciclo de Planejamento da SSC e explicitaram a evolução metodológica (IUCN/SSC, 2008; IUCN/SSC, 2017). Essa abordagem passou a ser adotada por diversos países e grupos especialistas (p.ex., grandes símios, felinos, anfíbios), e no Brasil foi incorporada e operacionalizada em políticas e Planos de Ação coordenados pelo ICMBio (ICMBio, 2018; Vercillo, 2022).

Em paralelo, o campo avançou com ferramentas de priorização espacial e abordagens de paisagem. O planejamento sistemático da conservação consolidou princípios de representatividade, complementaridade e custo-efetividade (Margules & Pressey, 2000), operacionalizados por softwares como Marxan e Zonation (Ball, Possingham & Watts, 2009; Moilanen et al., 2013). Em escala territorial, abordagens integradas de paisagem oferecem princípios para conciliar conservação e usos do solo com governança multissetorial e monitoramento adaptativo (Sayer et al., 2013).

Adicionalmente, o desenvolvimento de metodologias para projeção de cenários futuros tem aperfeiçoado o planejamento sistemático da conservação ao incorporar, de forma explícita, os efeitos potenciais das ações e inações humanas sobre espécies, ecossistemas e processos ecológicos. Ao integrar projeções de clima, uso e cobertura da terra e conectividade, esses *frameworks* permitem avaliar a robustez temporal de áreas prioritárias e estratégias, reduzindo o risco de que soluções eficazes no presente se tornem ineficientes no futuro (Heller & Zavaleta, 2009; Groves et al., 2012; Hannah, 2008).

Abordagens que tratam incertezas—por exemplo, múltiplos cenários climáticos e a variação nos modelos de distribuição—vêm sendo incorporadas à priorização para

informar decisões mais precaucionárias e adaptativas (Kujala et al., 2013). Em paralelo, recomenda-se planejar conectividade climática e refúgios que favoreçam o acompanhamento espacial das condições ambientais pelas espécies, ancorando redes de conservação em princípios capazes de sustentar a biodiversidade sob mudanças rápidas (Carroll et al., 2018; Morelli et al., 2020; Costanza & Terando, 2019).

Finalmente, no recorte brasileiro e latino-americano, arranjos como o Desenvolvimento Territorial com Base Conservacionista (DTBC) articulam metas ecológicas com prioridades socioeconômicas e instrumentos territoriais (planos de manejo, zoneamentos, PSA, regularização) para produzir benefícios de conservação e ganhos locais (CEPF/IEB, 2022). O DTBC parte de uma visão ecossistêmica segundo a qual conservar natureza não é apenas um problema técnico-biológico, mas um processo político, social e cultural que demanda governança multiescalar e participação (Martins, 2019).

Em vez de separar “conservação” e “desenvolvimento”, o DTBC busca integrar instrumentos de conservação (áreas-núcleo, conectividade, regras de uso, salvaguardas) a projetos produtivos e políticas públicas no território, com coprodução entre Estado, comunidades e setor privado, alinhado às abordagens de paisagem que conciliam metas sociais, econômicas e ambientais por meio de manejo adaptativo e engajamento de atores como proposto por Sayer et al. (2013); Pedroza-Arceo et al. (2022) e Waeber et al. (2023).

O desenvolvimento de Planos de DTBC surgiu no âmbito do Edital do Fundo Nacional do Meio Ambiente (Edital 001/005). Em 2008 foi publicado o Plano de Desenvolvimento Territorial de Base Conservacionista (DTBC) do Mosaico Sertão Veredas–Peruaçu (CEPF/IEB, 2022). O projeto “A fronteira de ocupação humana e a proteção da biodiversidade no bioma Cerrado: o corredor da onça-pintada (*Panthera onca*) e o desenvolvimento territorial com base conservacionista na APA de Pouso Alto – GO” foi aprovado em 2022 no Edital Agro Learning da Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal (FAP-DF), incluiu a elaboração do Plano de DTBC para a na APA de Pouso Alto, sendo desenvolvido entre os anos de 2023 e 2024.

1.7. Síntese conceitual: a conservação de espécies aliada ao desenvolvimento territorial

Soulé criou as bases da biologia da conservação a partir da preocupação com uma forma de responder à perda da biodiversidade que foi evoluindo ao longo dos anos com o desenvolvimento do conhecimento científico e tecnológico (Soulé et al., 2014, Mulrennan et al., 2012, Boykin et al., 2021). Diferentes abordagens e estratégias foram sendo aprimoradas ao passar do tempo permitindo a integração de diferentes camadas de informações e o uso de projeções e modelos de análise trazendo mais robustez às medidas de conservação.

Diferentes abordagens surgiram na busca de orientar estratégias para a conservação da biodiversidade como a identificação de espécies-chave, engenheiras, fundação, indicadoras, guarda-chuva, bandeiras, paisagem (Power et al., 1996; Jones, Lawton & Shachak, 1994; Dayton, 1972; Carignan & Villard, 2002; Roberge & Angelstam, 2004; Caro & O’Doherty, 1999.). Apropriando do papel de que os carnívoros atuam como espécies: chave, guarda-chuva, bandeira, indicadora, paisagem engenheiras. A estratégias dos "Três Cs" — carnívoros, áreas centrais e corredores (Soulé et al., 2014) ganha espaço e vários projetos de conservação em todo o mundo são desenvolvidos com sucesso, com a proteção das áreas núcleos e implementação de corredores em vários projetos no mundo (Fraser, 2014).

A implementação dos 3 “Cs” enfrenta não só o desafio espacial para conseguir proteger as áreas núcleos e os corredores, ou reconectar os corredores (Hilty et al., 2006), mas também de retomar populações que deixaram de existir (Carver, 2021). A refaunação como conceito de reintrodução de uma espécie extinta localmente ou simplesmente com o reforço populacional promove controvérsias acadêmicas e com a sociedade (Cary et al., 2025), sobretudo quando implicam limitações de acesso a recursos e mudanças em modos de vida (Brockington & Igoe, 2006).

Como estratégia conciliadora, o processo multidisciplinar da biologia da conservação avança para abordar o aspecto de mitigação dos conflitos por meio de uma abordagem holística considerando os aspectos ambientais, sociais e econômicos, promovendo a tolerância, reduzindo conflitos e fomentando um senso de gestão

ambiental (Marchini et al., 2021). A busca da construção da coexistência associada aos modelos de instrumentos de planejamento da conservação conduz a elaboração de Planejamentos para a Coexistência (Marchini et al., 2021), que devem estar absorvidos em processos de gestão territorial como o DTBC, que olham para a relação conservação e implementação de política de desenvolvimento local (Weigand Jr, 2005). Sendo importante que esse processo não olhe somente para o presente e passado mas reflita as tendências e modelos futuros projetados na perspectiva de uma reposta mais assertiva.

Nesse contexto fica claro que os 3 “Cs” propostos por Soulé carecem de um elemento que permita estabelecer uma ponte de interligação e negociação com a sociedade (IUCN/SSC HWCCSG, 2023), para que as medidas necessárias para a proteção dos carnívoros, suas áreas núcleos e seus corredores sejam aceitas e acordadas pela sociedade, minimizando os conflitos em todas as potenciais esferas como: predação, ataques, fundiária, turismo. Além disso, é importante que as estratégias para a conservação da biodiversidade possam, não somente abordar os aspectos dos impactos negativos, mas também positivos da relação entre os humanos e as espécies ameaçadas de extinção, agregando valor a essa relação que se expressa como elemento da paisagem. Assim, propomos adicionar mais um C, o da Coexistência, visando aumentar a efetividade e durabilidade das conquistas ecológicas.

CAPÍTULO 2 – A ONÇA-PINTADA (*PANTHERA ONCA*) COMO VETOR DE CONECTIVIDADE, COEXISTÊNCIA E PLANEJAMENTO TERRITORIAL NO CERRADO CENTRAL.

Esse capítulo apresenta análise de que maneira a onça-pintada pode atuar como espécie estruturadora do planejamento territorial no Cerrado central, a partir da modelagem de conectividade, da identificação de corredores ecológicos e do planejamento para a coexistência.

2.1. Introdução

A onça-pintada (*Panthera onca*), maior carnívoro terrestre do continente americano e um dos ícones da megafauna neotropical, ocupa posição central nas redes tróficas dos ecossistemas em que ainda persiste. Sua presença está intrinsecamente associada à integridade funcional dos habitats, desempenhando papéis ecológicos essenciais como a regulação de populações de herbívoros e mesopredadores, o que contribui para a manutenção de processos ecológicos e da diversidade biológica (Soulé et al., 2003; Ripple et al., 2014). Tais atributos conferem à espécie o status de espécie-chave e espécie indicadora, sendo sua conservação estratégica tanto do ponto de vista ecológico quanto das políticas de sustentabilidade e governança ambiental.

A onça-pintada (*Panthera onca*), maior felino das Américas, é um predador de topo de cadeia trófica e como tal uma espécie-chave (Figura 1). Foto: Rogério Cunha

). A onça-pintada é um indicador da saúde do ecossistema, na medida em que, para que ela possa satisfazer os seus requisitos, as populações de suas presas precisam existir em quantidade suficiente. Ela também realiza um controle *top down* sobre as suas presas, impedindo que as populações delas cresçam até o ponto de exercerem pressão excessiva sobre o ecossistema e desempenhando um papel vital na estrutura populacional. A onça-pintada é caracterizada ainda como uma espécie bandeira e

guarda-chuva (Seymour, 1989; Morato, 2013; Soulé, 2014; Franco, Drummond e Nora, 2018).

O reconhecimento da importância da onça-pintada extrapola os limites nacionais, figurando em importantes acordos multilaterais que estabelecem compromissos globais para a conservação da biodiversidade. Na CITES (Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Fauna e Flora Silvestres Ameaçadas de Extinção), a espécie está listada no Apêndice I, indicando que todo o comércio internacional de espécimes vivos ou derivados é proibido, salvo exceções rigorosamente controladas (CITES, 2019; 2022). A CMS (Convenção sobre Espécies Migratórias) também inclui a onça em seu Apêndice I, destacando a necessidade de ações internacionais coordenadas para sua proteção ao longo de seu território transfronteiriço (CMS, 2020).

Historicamente, a onça-pintada habitava uma vasta região que se estendia desde o sudoeste dos Estados Unidos até o norte da Argentina e o Uruguai (Hoogesteijn & Mondolfi, 1992). Contudo, os processos de antropização acelerada das paisagens naturais, como a expansão da agricultura mecanizada, da pecuária extensiva, da malha viária e da urbanização, provocaram uma retração acentuada da distribuição da espécie. Estima-se que aproximadamente 54% de sua área de ocorrência original foi perdida (Paviolo et al., 2016). A espécie é atualmente considerada extinta no Uruguai e praticamente ausente nos Estados Unidos, onde sua presença se limita a indivíduos dispersantes provenientes do México (Nowak, 1991; McCain & Childs, 2008). Hoje, cerca de 80% da população da onça-pintada encontra-se concentrada na Amazônia, região que ainda apresenta extensas áreas de floresta contínua e menores níveis de perturbação antrópica (De la Torre et al., 2017; Morato et al., 2025).

O Brasil desempenha papel fundamental na conservação global da espécie, abrigando populações nos biomas Amazônia, Pantanal, Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga. No entanto, a espécie foi extinta no Pampa. A categorização do estado de conservação da onça-pintada no Brasil é de "Vulnerável" (VU), conforme os critérios da Lista Vermelha do ICMBio, embora essa condição varie significativamente entre os biomas. No Cerrado, em razão do avanço do desmatamento, da perda de presas e do

aumento da caça ilegal, a espécie foi reclassificada como "Em Perigo" (EN) em 2013 (Morato et al., 2013; 2023).

O Cerrado, bioma caracterizado por uma savana tropical de alta heterogeneidade ecológica, originalmente cobria cerca de 2 milhões de km², o equivalente a um quarto do território nacional, sendo responsável por abrigar mais de 12 mil espécies de plantas, das quais aproximadamente 30% são endêmicas, além de uma diversidade notável de vertebrados (Funatura, 2019). Esse bioma é berço de nascentes que alimentam importantes bacias hidrográficas, desempenhando papel central na segurança hídrica do país. Apesar disso, cerca de 46% da vegetação nativa já foi convertida para usos antrópicos, sobretudo agrícolas (Strassburg et al., 2017), e menos de 3% de sua área está legalmente protegida sob regimes de conservação integral (MMA, 2016).

As populações de onça-pintada remanescentes no Cerrado estão distribuídas de forma fragmentada em 11 subpopulações, identificadas usando registros de presença. Estima-se a existências de 323 indivíduos adultos no Cerrado, considerando a densidade média de apenas 0,67 indivíduos adultos por 100 km² (Moraes Jr., 2012). Tais subpopulações encontram-se isoladas entre si, situação que compromete o fluxo gênico e acentua os riscos de extinções locais, agravando o fenômeno da erosão genética (Moraes Jr., 2012). A fragmentação do habitat é intensificada pela expansão agropecuária, pela mineração e pela instalação de grandes projetos de infraestrutura, como hidrelétricas e rodovias. A redução da base trófica, com a perda de presas naturais, também contribui para o declínio das populações de onça, afetando diretamente sua sobrevivência e capacidade reprodutiva (Silveira, 2004; Morato et. al.,2023).

Estudos sobre o deslocamento e uso do espaço apontam que as onças apresentam maior afinidade por áreas naturais, com seleção positiva por florestas e zonas ripárias, passando mais tempo em grandes fragmentos florestais e reduzindo a velocidade em drenagens naturais. Corredores ripários e núcleos florestais extensos estruturam a mobilidade. Áreas antropizadas como zonas urbanas e agricultura extensiva apresentaram menos revisita. Entretanto a interação humano-onça é acentuada pela atração de machos por áreas com gado e registra-se o deslocamento nas proximidades de rodovias, mesmo que seja menos persistentes. Esses resultados demonstram o nível

de tolerância e os riscos que a espécie enfrenta em uma paisagem com elementos antropogênicos (Morato et. al.,2018; Alegre et. al., 2024).

Adicionalmente, a pressão da caça exerce impacto significativo, não apenas pela mortalidade direta, mas também pelos efeitos ecológicos indiretos, como a alteração da estrutura etária e social das populações. Romero-Muñoz et al. (2019) demonstram que a área afetada pela caça ilegal pode ser até 20% maior do que aquela diretamente impactada pela perda de habitat, tornando-se um fator determinante para o colapso demográfico de carnívoros de grande porte. Tais pressões levam ao isolamento populacional, à perda de heterozigidade e ao aumento da probabilidade de depressão endogâmica, o que reduz a capacidade adaptativa das populações frente a eventos estocásticos (Haag et al., 2010).

Como resposta a esse cenário, foi estabelecida uma rede de 31 Unidades de Conservação prioritárias para a onça-pintada no Cerrado, denominadas Jaguar Conservation Units (JCU), abrangendo aproximadamente 174.825 km², correspondendo a cerca de 8,5% do bioma. Essas unidades concentram-se predominantemente nas regiões nordeste e fronteiriças do Cerrado, próximas à Amazônia, Pantanal e Mata Atlântica. Entretanto, observa-se uma lacuna significativa no centro do bioma, onde, apesar da presença de vegetação nativa remanescente, as condições ambientais não são consideradas adequadas para a persistência da espécie, em razão da fragmentação extrema e da pressão humana elevada (Portugal et al., 2020).

Nessa porção Central do Cerrado, destaca-se, entre as áreas com maior potencial para estratégias integradas de conservação, a Chapada dos Veadeiros. O Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV), criado em 1961, juntamente com sua zona de amortecimento – composta pela Área de Proteção Ambiental (APA) do Pouso Alto e por 21 Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) – constitui um mosaico de mais de 1 milhão de hectares de áreas protegidas (Lima & Franco, 2014; Silva, 2016). Essa região apresenta elevada atratividade turística, tanto pelo ecoturismo quanto pelo chamado turismo místico, sendo responsável por dinamizar a economia local de municípios como Alto Paraíso de Goiás, que em 2021 registrou um PIB per capita de R\$ 38.319,04, valor superior ao da maioria dos municípios vizinhos (IBGE, 2022).

O desenvolvimento de atividades turísticas sustentáveis e de base comunitária também é evidenciado em Cavalcante, onde a comunidade Kalunga promove o etnoturismo como alternativa econômica baseada na valorização cultural e na conservação da biodiversidade. Em São João d'Aliança, coexistem o agronegócio e atividades turísticas, dada a proximidade com o parque nacional. O Plano de Manejo do PNCV incorpora diretrizes que articulam a conservação da biodiversidade com o desenvolvimento econômico regional, reconhecendo a importância de uma abordagem integrada de gestão da paisagem (ICMBio, 2009).

Outra área *core* é o Mosaico Sertão Veredas–Peruaçu (SVP), localizado na zona de transição entre os biomas Cerrado e Caatinga. Oficializado em 2009, o mosaico abrange territórios dos estados de Minas Gerais e Bahia e forma uma rede de áreas protegidas interconectadas que visam assegurar a conectividade ecológica entre remanescentes de vegetação nativa, com potencial de ligação entre os biomas Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica e Amazônia. Apesar de seu valor ecológico e estratégico, a região enfrenta severas ameaças ambientais, como o avanço de monocultivos, a expansão da pecuária intensiva, a extração ilegal de madeira e carvão vegetal, o uso desordenado dos recursos hídricos para irrigação, e a captura e tráfico de fauna silvestre (Cordeiro & Vasconcelos, 2017).

A matriz socioeconômica do entorno do Parque Nacional Grande Sertão Veredas é dominada por atividades agropecuárias de larga escala, com predominância de propriedades voltadas à produção de grãos e criação de gado. Municípios como Chapada Gaúcha e Côcos apresentam economia fortemente ancorada no setor primário, com PIBs per capita de R\$ 28.354,63 e R\$ 29.725,02, respectivamente (IBGE, 2022). O turismo, embora com potencial associado à valorização da obra de Guimarães Rosa e aos atrativos naturais da região, permanece subdesenvolvido, carecendo de políticas públicas de fomento e infraestrutura adequada.

Nesse panorama, a Biologia da Conservação propõe o modelo dos "Três Cs" — núcleos (*core areas*), corredores (*corridors*) e carnívoros (*carnivores*) — como estratégia fundamental para promover a conservação de grandes carnívoros em paisagens fragmentadas.

O presente estudo de caso foi desenvolvido a partir de informação produzidas por diversos projetos realizados na área de estudo: o projeto “A fronteira de ocupação humana e a proteção da biodiversidade no bioma Cerrado: o corredor da onça-pintada (*Panthera onca*) e o desenvolvimento territorial com base conservacionista na APA de Pouso Alto – GO” foi aprovado em 2022 no Edital Agro Learning da Fundação de Apoio a Pesquisa do Distrito Federal (FAP-DF), para ser implementado nos anos de 2023 e 2024. O objetivo principal do projeto foi compreender o contexto ecológico, econômico, social e cultural da fronteira de ocupação humana e da proteção da biodiversidade no bioma Cerrado, especialmente na região do grande corredor da onça-pintada e mais especificamente da APA de Pouso Alto-GO, e contribuir para que o desenvolvimento territorial possa acontecer com base na conservação da biodiversidade e dos recursos naturais. O projeto toma como espécie-chave a onça-pintada e pretende identificar as suas áreas vitais, por onde elas se movimentam e dispersam, tomando como base a estratégia “*core, corridors and carnivores*”.

Adicionalmente está em desenvolvimento o projeto "Onde a Onça Bebe Água: Comunidades e Bem Viver" é uma iniciativa da Funatura apoiada pela Petrobras que foca na conservação do Cerrado, protegendo a onça-pintada (uma espécie chave) através do monitoramento da fauna, restauração de áreas hídricas (APPs), implementação de Sistemas Agroflorestais (SAFs) e apoio social a comunidades locais, garantindo a segurança hídrica e a biodiversidade.

Na região o projeto “Brasília é o Bicho” coleta dados da fauna no Distrito Federal. E o projeto Onçafari atua na Pousada Trijunção, no coração do bioma Cerrado, na tríplice divisa entre os estados de Minas Gerais, Bahia e Goiás, com monitoramento de onças, ecoturismo, ciência e educação.

A criação de um corredor ecológico é uma estratégia de conservação que busca amenizar o impacto das atividades humanas sobre o meio ambiente, ordenando a ocupação humana para a manutenção das funções ecológicas da região e da conectividade de habitats (Araújo & Bastos, 2019; Cavalcanti, 2006; Arruda, 2006). O corredor ecológico da onça-pintada dialoga com a política e as ações estabelecidas pelos

Planos de Ação Nacional para a Conservação dos Grandes Felinos, para várias espécies da fauna ameaçada de extinção no Brasil (ICMBio, 2018).

Este trabalho propõe a aplicação desse arcabouço conceitual à realidade do Cerrado, identificando os parques nacionais da Chapada dos Veadeiros, Grande Sertão Veredas e seu entorno como núcleos prioritários de conservação, e mapeando os corredores ecológicos que podem restabelecer a conectividade entre essas áreas.

Além disso, propõe-se a incorporação a adoção de uma abordagem de planejamento participativo e gestão integrada, com vistas à promoção de estratégias que viabilizem a convivência harmoniosa entre populações humanas e onças-pintadas em territórios multifuncionais e socialmente complexos.

2.2. Metodologia

a. Área de estudo

O estudo foi realizado na área de influência do Grande Corredor Central da onça-pintada (*Panthera onca*) que se estende de Brasília até a Chapada dos Veadeiros-GO incluindo a APA de Pouso Alto-GO, com ramificações para Formosa-GO, Parque Estadual de Terra Ronca e até o Parque Nacional Grande Sertão Veredas. Sendo definidas duas áreas núcleos: A Região do Parque Nacional Chapada dos Veadeiros (PNCV) e a Região do Parque Nacional Grande Sertão Veredas (PNGSV) (Figura 3**Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

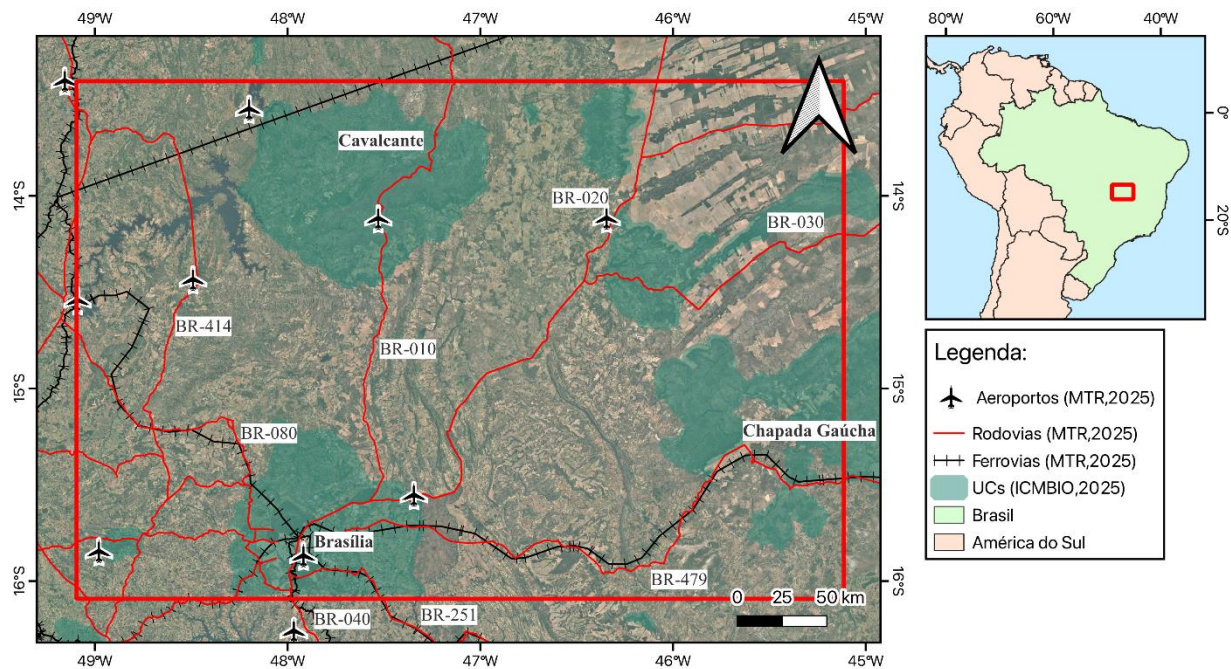


Figura 3 - Mapa de localização da área de estudo (AOI).

b. Planejamento para coexistência

Para a construção do plano de coexistências seguimos a metodologia de Marchini 2021. Foram realizadas duas oficinas, com os seguintes objetivos específicos: i) identificar as interações humano-onça, ii) mapear os grupos sociais envolvidos, e iii) elaborar uma Teoria da Mudança para a coexistência, visando benefícios para as onças e para os atores envolvidos.

A oficina de planejamento para a coexistência com onças-pintadas na região do Parque Nacional Grande Sertão Veredas (PNGSV) foi uma realização do Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília e da Funatura, em colaboração com o Projeto Onçafari e o Instituto Chico Mendes. A oficina aconteceu na sede da Instituto Rosa e Sertão, em Chapada Gaúcha, Minas Gerais, nos dias 2 e 3 de dezembro de 2024. Contou com 18 participantes, representantes dos setores governamental, não-governamental, e comunidade local. Foram gerados os seguintes produtos: i.) Diagrama de Interações Humano-Fauna, ii) Mapa de Atores, iii) Mapa de Sistema Socioecológico, iv) Teoria da Mudança (ToC), e v) Plano de Implementação da ToC.

A oficina de planejamento para a coexistência com onças-pintadas na região do Parque Nacional Chapada dos Veadeiros (PNCV) foi uma realização do Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília (CDS-UnB) e da Fundação Pró-Natureza (Funatura), em colaboração com o Instituto Chico Mendes. A oficina aconteceu no Centro UnB Cerrado, em Paraíso de Goiás, nos dias 11 e 12 de abril de 2025. Contou com 43 participantes, representantes dos setores acadêmico, governamental, não-governamental, e comunidade local. Foram gerados os seguintes produtos: i.) Diagrama de Interações Humano-Fauna, ii) Mapa de Sistema Socioecológico e Teoria da Mudança (ToC), e iii) Governança para a implementação da ToC.

c. Corredor da Onça-pintada do Cerrado Central

Este estudo foi desenvolvido com base na integração de metodologias utilizadas em Wikramanayake et al., 1998; Wikramanayake et al., 2004; Morato et al., 2018b; Blázquez-Cabrera et. al, 2019; e Alegre et. al., 2024. Seguimos três grandes etapas principais: i) seleção e padronização das variáveis ambientais e antrópicas, juntamente com a área de estudo proposta; ii) cálculo da razão de seleção e medidas de incerteza e efeito; e iii) integração espacial em mapas de adequabilidade e identificação de áreas prioritárias para conservação. A Figura 4 traz um fluxograma mais detalhado em mais passos.

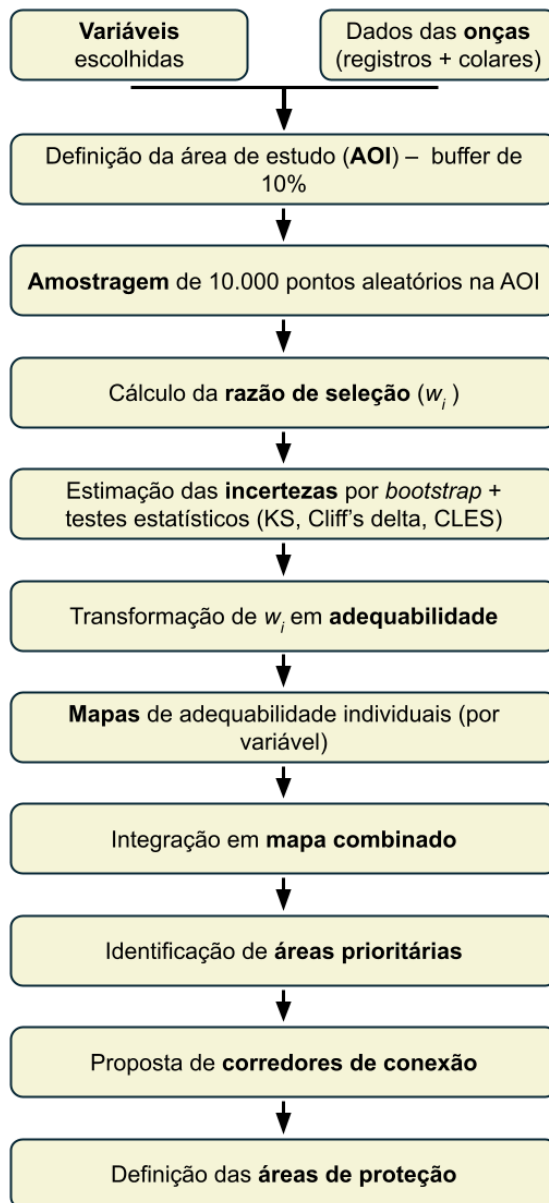


Figura 4 - Etapas metodológicas do estudo para desenho do corredor da onça-pintada.

Mesmo com o esforço metodológico proposto, este estudo apresenta algumas limitações. Primeiramente, o registro de presença obtidos por armadilhamento fotográfico, vestígios, avistamento ou colares são apenas uma parte dos indivíduos existentes, e sua distribuição espacial depende da logística de campo, por onde os sensores estão distribuídos assim como pelo fato de que esses indivíduos são apenas uma amostra do universo existente de onças na região. Além disso, as variáveis

ambientais e antrópicas foram consideradas como estáticas, não refletindo mudanças sazonais ou de uso do solo ao longo do tempo.

A área de interesse (AOI) foi definida a partir de um buffer de 10% em torno da extensão espacial dos registros de presença das onças, de modo a representar não apenas os locais efetivamente utilizados por elas, mas também as áreas adjacentes e potencialmente acessíveis durante o período de monitoramento. Essa escolha busca um equilíbrio entre restringir excessivamente o espaço disponível e incluir regiões ambientalmente pouco plausíveis, sendo uma tentativa de uma representação mais realista da variabilidade ambiental à qual os indivíduos estiveram expostos. Como essa é uma escolha analítica que influencia os resultados, os padrões de seleção e os cenários de conectividade apresentados devem ser interpretados como hipóteses espaciais condicionadas aos dados atualmente disponíveis. Ademais é importante salientar que partimos da premissa que os ambientes onde há registros de presença são os ótimos para a espécie, sendo que é possível que seja simplesmente o ambiente disponível para o uso e não o ótimo.

A área de estudo (AOI) foi delimitada a partir dos registros de presença de onças, obtidos tanto por sensores fixos, registros históricos de pesquisa, e por colares de GPS (Figura 5).

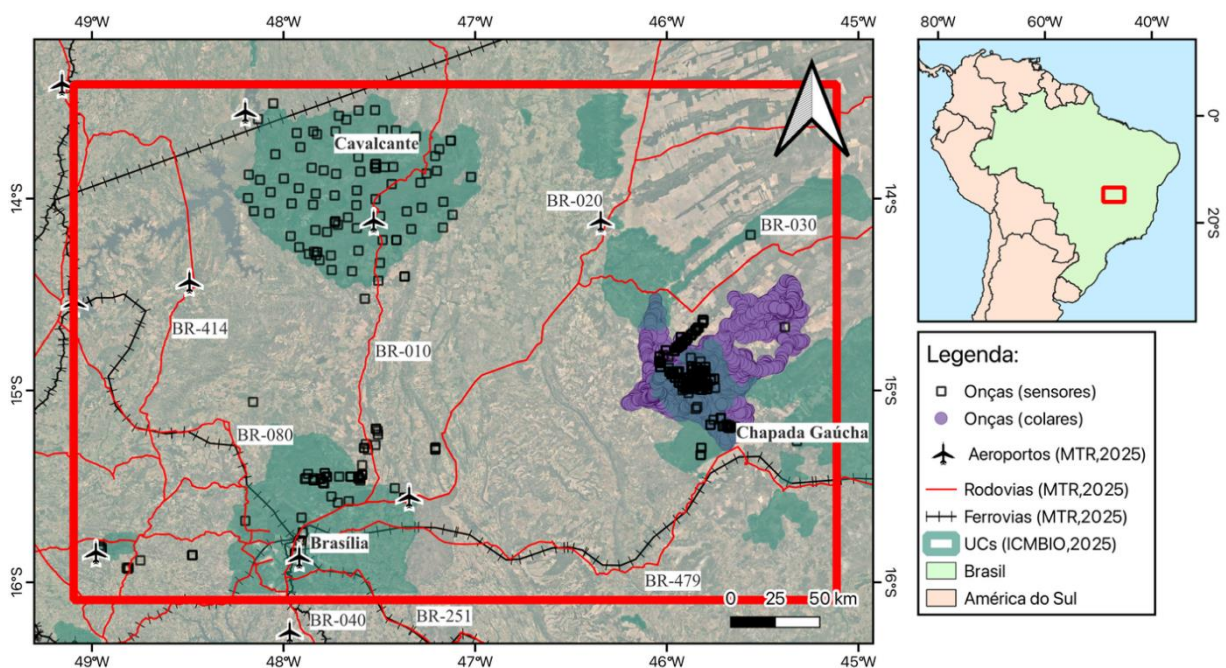


Figura 5 - Mapa de localização da área de estudo (AOI), identificando os pontos em que foram registradas onças por sensores ou colares.

Os dados foram obtidos de bases secundárias conforme descritas na Tabela 1: os dados de colares de monitoramento foram disponibilizados pelo projeto Onçafari; os projetos “Brasília é o Bicho” e “A fronteira de ocupação humana e a proteção da biodiversidade no bioma Cerrado: o corredor da onça-pintada (*Panthera onca*) e o desenvolvimento territorial com base conservacionista na APA de Pouso Alto – GO” disponibilizaram dados de registros de armadilhamento fotográfico e demais registros foram obtidos da base de dados do SISBIO/ICMBio. Para organização e o processamento de dados foi utilizado o software R, versão 4.5.2, foram removidos pontos duplicados e geometrias vazias, para leitura e organização dos dados tabulares, usou-se os pacotes readr e openxlsx, com a manipulação destes tendo sido realizada com os pacotes dplyr, tidyr, purrr, stringr e glue. Já o uso de dados espaciais foi utilizado com o pacote sf (para dados vetoriais) e terra (para dados matriciais), utilizando o pacote gdistance para auxílio na modelagem de conectividade e definição das rotas de menor custo entre manchas prioritárias. Os gráficos foram feitos a partir do pacote ggplot2.

Tabela 1 – Registro de onça compilados e tratados

| Tipos de registro | N. dados | 1a observação | Última observação | Fonte |
|--------------------------------|-----------------|----------------------|--------------------------|--------------|
| Colares | 19.194 | 12/06/2023 | 17/11/2024 | 1 |
| Captura | 1 | 16/03/2020 | 16/03/2020 | 2 |
| Coleta | 1 | 27/07/2020 | 27/07/2020 | 2 |
| Não descrito (SISBIO) | 1.359 | 19/03/1996 | 08/12/2024 | 2 |
| Câmera trap | 21 | 22/01/2018 | 16/05/2024 | 2 |
| Câmera trap + sinais | 1 | 07/01/2024 | 07/01/2024 | 2 |
| Sinais | 9 | 03/01/2023 | 15/08/2024 | 2 |
| Entrevista | 6 | 19/12/2016 | 19/11/2021 | 2 |
| Fotografia | 2 | 29/11/2012 | 29/11/2018 | 2 |
| Rastro | 1 | 29/11/2008 | 29/11/2008 | 2 |
| Sensores autônomos de registro | 863 | 29/11/2014 | 07/11/2021 | 3 e 4 |
| Visualização | 68 | 21/12/2018 | 19/07/2022 | 2 |
| Total | 21.526 | 19/03/1996 | 08/12/2024 | |

Fonte: 1 – Onçafari; 2 – Sisbio; 3 – Brasília é o Bicho; 4 - Projeto “A fronteira de ocupação humana e a proteção da biodiversidade no bioma Cerrado: o corredor da onça-pintada (*Panthera onca*) e o desenvolvimento territorial com base conservacionista na APA de Pouso Alto – GO” apoiado pela FAP-DF

Para além dos pontos observados, aplicou-se um buffer de 10% em relação a sua extensão do limite desses registros, para representar não apenas os locais efetivamente ocupados, mas também áreas adjacentes acessíveis à espécie. Essa estratégia permite uma definição mais realista da área de disponibilidade ambiental. Além disso, a área estudada foi subdividida pelos registros provenientes de sensores estáticos e aqueles obtidos por colares. Enquanto os registros fixos concentram observações em pontos específicos, introduzindo um viés espacial evidente, os colares fornecem uma representação mais abrangente e fidedigna da movimentação natural das onças, refletindo escolhas individuais de uso do espaço.

Para a área de estudo, foram selecionadas variáveis amplamente empregadas em pesquisas de ecologia de paisagens e conservação de grandes felinos (Morato et al., 2018; Wikramanayake et al., 2004; Wikramanayake et al., 1998), detalhadas na Tabela 1. Todos os dados utilizados são abertos e de livre acesso, garantindo transparência e reprodutibilidade da análise. As variáveis foram organizadas em três grandes grupos: i) fatores de paisagem, englobando atributos do ambiente natural, como hidrografia, uso e cobertura do solo, tipologias de vegetação, além da elevação e declividade; ii) fatores de acessibilidade, ou fatores antrópicos, sendo associados ao uso humano do espaço, como a localização de rodovias, ferrovias, hidrovias (distintas da hidrografia, por corresponderem apenas a rios sujeitos a navegação e atividades humanas), áreas urbanas e aeroportos/aeródromos; e iii) fatores de tipologia, referentes a áreas já reconhecidas por mecanismos de proteção legal no Brasil, como unidades de conservação e terras indígenas. A Tabela 2 apresenta cada variável, sua respectiva fonte de dados e os links de acesso correspondentes.

Tabela 2 - Variáveis ambientais e antrópicas utilizadas no estudo

| Fatores | Variável | Fonte | url |
|----------|-------------|-----------|---|
| Paisagem | Hidrografia | ANA | https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/eng/catalog.search-/metadata/f7b1fc91-f5bc-4d0d-9f4f-f4e5061e5d8f |
| | Uso do solo | MapBiomas | https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/ |

| | | | |
|---|------------------|-------------------|---|
| | Vegetação | IBGE | https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/vegetacao/22453-cartas-1-250-000.html?=&t=downloads |
| | Elevação | SRTM | http://www.dsr.inpe.br/topodata/acesso.php |
| | Declividade | SRTM ¹ | Dado secundário, feito a partir da “Elevação” acima |
| Acessibilidade / Fatores Antropogênicos | Rodovias | MTR | https://www.gov.br/transportes/pt-br/pt-br/assuntos/dados-de-transportes/bit/bit-mapas |
| | Ferrovias | MTR | https://www.gov.br/transportes/pt-br/pt-br/assuntos/dados-de-transportes/bit/bit-mapas |
| | Hidrovias | MTR | https://www.gov.br/transportes/pt-br/pt-br/assuntos/dados-de-transportes/bit/bit-mapas |
| | Áreas urbanas | IBGE | https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/redes-geograficas/15789-areas-urbanizadas.html?&t=downloads |
| | Aeroportos | MTR | https://www.gov.br/transportes/pt-br/pt-br/assuntos/dados-de-transportes/bit/bit-mapas |
| Tipologia das áreas | Áreas protegidas | INPE | http://terrabrazilis.dpi.inpe.br/downloads |
| | Terras indígenas | INPE | http://terrabrazilis.dpi.inpe.br/downloads/ |

¹ Dados do SRTM foram utilizados para desenvolvimento da Declividade, porém não é a fonte do dado em si.

Em cima dos pontos de GPS obtidos pelos colares das onças, foi definida uma área de disponibilidade a partir do retângulo envolvente dos pontos de presença, expandido em 10% em cada direção. Essa escolha reflete o espaço ambiental acessível às onças no período de monitoramento, evitando tanto superestimação (ao considerar áreas inatingíveis) quanto restrição excessiva (que reduziria a variabilidade ambiental). Dentro desse polígono, foram amostrados 10.000 pontos aleatórios de disponibilidade, a fim de termos uma representação da área.

A seleção de habitat foi avaliada pela razão de seleção (w_i) da equação 1, definida como a razão entre a proporção de pontos usados e a proporção de pontos disponíveis em cada classe, para as variáveis categóricas, ou intervalo, para as variáveis contínuas (Matthiopoulos et al., 2023; Northrup et al., 2022; Fieberg et al., 2021; Manly et al., 2002).

Valores de $w_i = 1$ indicam um uso das onças proporcional à disponibilidade, $w_i > 1$ indicam seleção (estatisticamente, há uma preferência das onças para esses locais) e $w_i < 1$ indicam rejeição das onças para esses fatores.

$$w_i = \min \left(\frac{\frac{u_i}{a_i}}{\frac{\sum u_i}{\sum a_i}}, 3 \right)$$

Para as variáveis contínuas usadas, os intervalos foram definidos de acordo com critérios ecológicos (e.g., para declividade, usamos as faixas de 0–3°, 3–8°, 8–20°, 20–45°, 45–90°) ou por quantis da distribuição. Já para as variáveis categóricas, os cálculos foram feitos diretamente por classe. Para reduzir distorções em classes raras, valores de w_i foram truncados em um máximo de 3.

A incerteza associada aos valores de w_i foi estimada por meio de reamostragem *bootstrap*, com 1.000 iterações (Efron & Tibshirani, 1994). Em cada iteração, os pontos de presença foram reamostrados com reposição e novos valores de w_i foram calculados. A partir da distribuição empírica resultante, foram extraídos os quantis 2,5% e 97,5% para compor intervalos de confiança de 95%. Adicionalmente, foi utilizado o teste de Kolmogorov–Smirnov, KS, de duas amostras (Viehmann, 2021), a fim de verificar se as distribuições de uso e disponibilidade vêm de uma mesma distribuição.

Para uma melhor interpretação dos resultados, foi também estimado o delta de Cliff (δ) como uma medida de efeito não paramétrica (Jones et al., 2025; Zimmer et al., 2023; Cliff, 1992), indicando a probabilidade de um valor aleatório de determinado uso das onças ser menor do que o valor de disponibilidade. Esse delta possui valor entre -1 e +1, com 0 indicando uma indiferença entre ambas as distribuições (uso observado e uso disponível), valores positivos indicando que, em média, os valores usados pelas onças são menores do que os disponíveis, e valores negativos indicando o oposto.

Para possibilitar comparações (e na sequência uma união) entre as variáveis, os valores de w_i foram transformados em uma escala de adequabilidade de 0 a 1 pela transformação $A = w/(1 + w)$, em que $w = 1$ (neutralidade) corresponde a $A = 0,5$. Valores acima de 0,5 indicam preferência relativa e valores abaixo de 0,5 indicam uma

evitação por parte das onças. Cada variável, portanto, foi convertida em um mapa contínuo de adequabilidade padronizada entre 0 e 1.

Os mapas de adequabilidade individuais foram combinados em um índice integrado por meio da média geométrica ponderada, podendo então agregar diferentes variáveis ambientais em uma única medida de adequação do habitat. Os pesos atribuídos a cada variável foram derivados da força de seleção observada ($|\delta|$ ou, na ausência, estatística D do teste de Kolmogorov-Smirnov), posteriormente normalizados para somar 1. Essa abordagem garante que variáveis mais informativas recebam maior peso relativo, enquanto variáveis com pouca evidência de seleção contribuem menos para o índice final.

O mapa integrado de adequabilidade resultante foi então utilizado para identificar áreas prioritárias para conservação. As áreas selecionadas foram então vetorizadas e dissolvidas em polígonos contínuos, representando núcleos de habitat de maior valor ecológico para a espécie. Para a construção das áreas prioritárias e da modelagem de corredores ecológicos, foi utilizado esse mapa integrado de adequabilidade.

As regiões com maior valor ecológico foram selecionadas para representar as áreas prioritárias para conservação da onça-pintada, sendo escolhidos os quantis de adequabilidade superiores a 1%, 5%, 10% e 20%. Dessa forma, passamos a reter apenas as porções mais adequadas do habitat – diferentes valores foram escolhidos para podermos criar diferentes cenários de criação dessas áreas. Essas áreas então foram agrupadas em manchas contínuas e, para evitar a existência de pequenas áreas isoladas espacialmente, apenas as manchas não isoladas (a uma distância maior que 1 km de outras manchas) que tivessem áreas superiores ou iguais a 1 km² foram mantidas. Esse filtro busca priorizar manchas com maior potencial funcional para as onças, reduzindo a inclusão de fragmentos muito pequenos ou isolados, que poderiam representar áreas de uso marginal e poderiam introduzir ruído na análise de conectividade.

Esses núcleos foram convertidos em polígonos e tiveram seus centróides extraídos, representando a localização de referência para o cálculo de conectividade, sendo analisados como nós de um grafo espacial. Sobre esses pontos, foram calculadas

as distâncias de menor custo (*least cost distance*) a partir do mapa contínuo de adequabilidade. Neste estudo, a adequabilidade foi interpretada como uma superfície de resistência ao deslocamento, com áreas de alta adequabilidade (próximas de 1) tendo baixo custo de travessia, e áreas pouco adequadas (próximas a 0) representando barreiras ao movimento das onças. A resistência (C), foi definida como o inverso da adequabilidade ($C = 1/A$), tendo uma relação monotônica entre qualidade do habitat e custo de deslocamento.

A partir dessa superfície, foram estimadas as distâncias acumuladas de menor custo (*Least-Cost Path*, ou LCP) entre todos os possíveis pares de núcleos, mostrando o caminho espacial mais favorável à movimentação da espécie, considerando a heterogeneidade da área estudada. Similarmente as áreas prioritárias, foram selecionados apenas alguns pares com menor custo acumulado (10%, 20% e 50%), a fim de representar os corredores mais eficientes entre núcleos prioritários.

2.3. Resultados

a. Planejamento para coexistência

i. Região do Parque Nacional Grande Sertão Veredas

O objetivo do processo de coexistência é mitigar os impactos negativos para as onças e seres humanos e potencializar as ações positivas. Como resultado da oficina de planejamento para coexistência na região do PNGSV foram apontadas 11 interações relevantes, das quais 6 foram abordadas na Teoria da Mudança: Desmatamento, Incêndio, Caça de presas, Atropelamento de presas, Agrotóxicos e Depredação de animais de criação (Figura 6 - Situação das interações entre humanos e onças-pintadas na região do Parque Nacional Grande Sertão Veredas.). Para elas, foram indicados 35 fatores causais, sobre os quais devem incidir 22 ações. Ainda foram identificados os atores chave (Figura 7) e uma estratégia de governança para acompanhamento do plano, que incluem representantes das seguintes organizações: Funatura, ICMBio, Onçafari e Sindicato dos Produtores. A Figura 8 apresenta a teoria da mudança que sintetiza as ações esperadas.

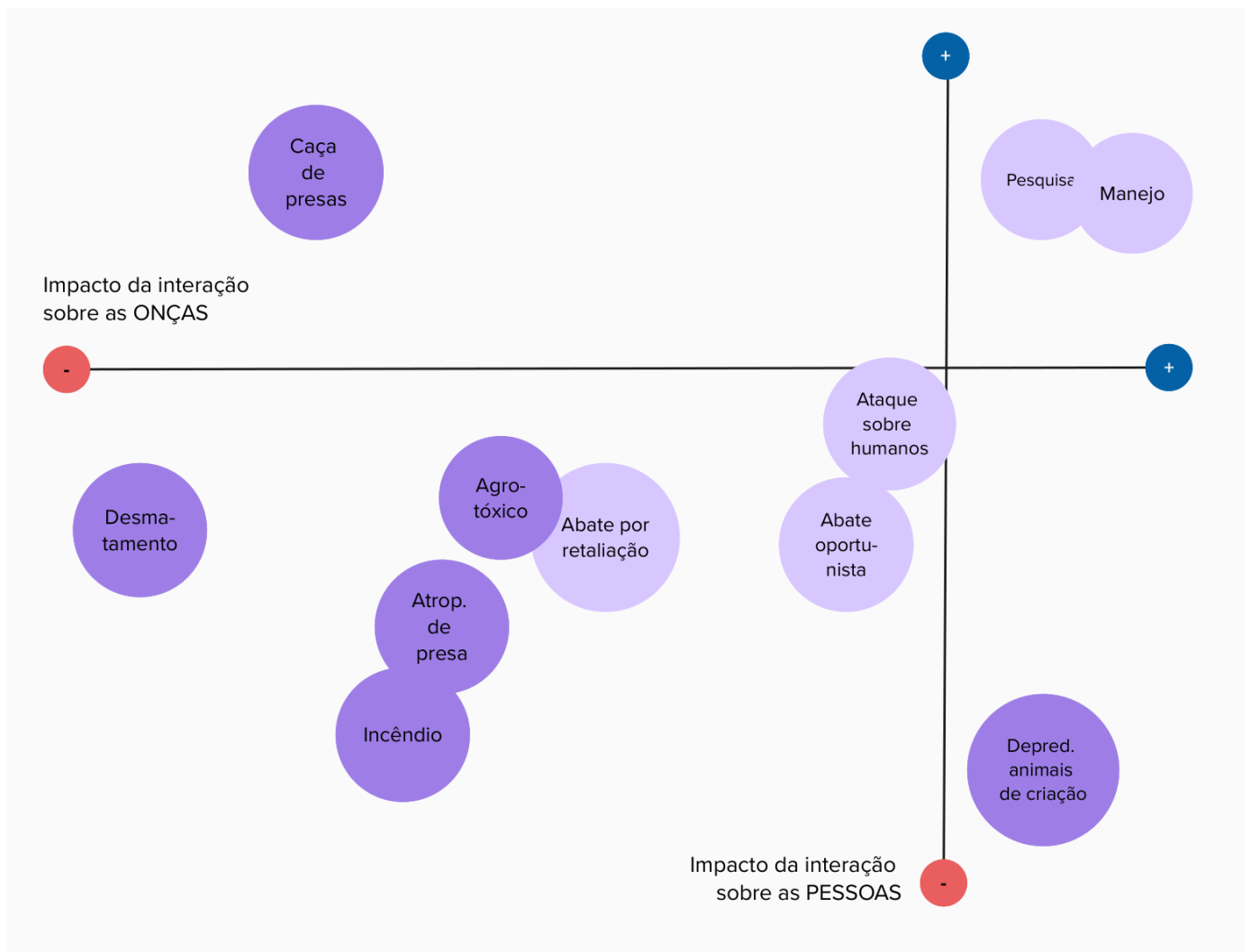


Figura 6 - Situação das interações entre humanos e onças-pintadas na região do Parque Nacional Grande Sertão Veredas. Os eixos horizontal e vertical informam o impacto relativo de cada interação sobre as onças e sobre as pessoas, respectivamente. As interações em roxo escuro foram priorizadas e, assim, selecionadas para a Teoria da Mudança

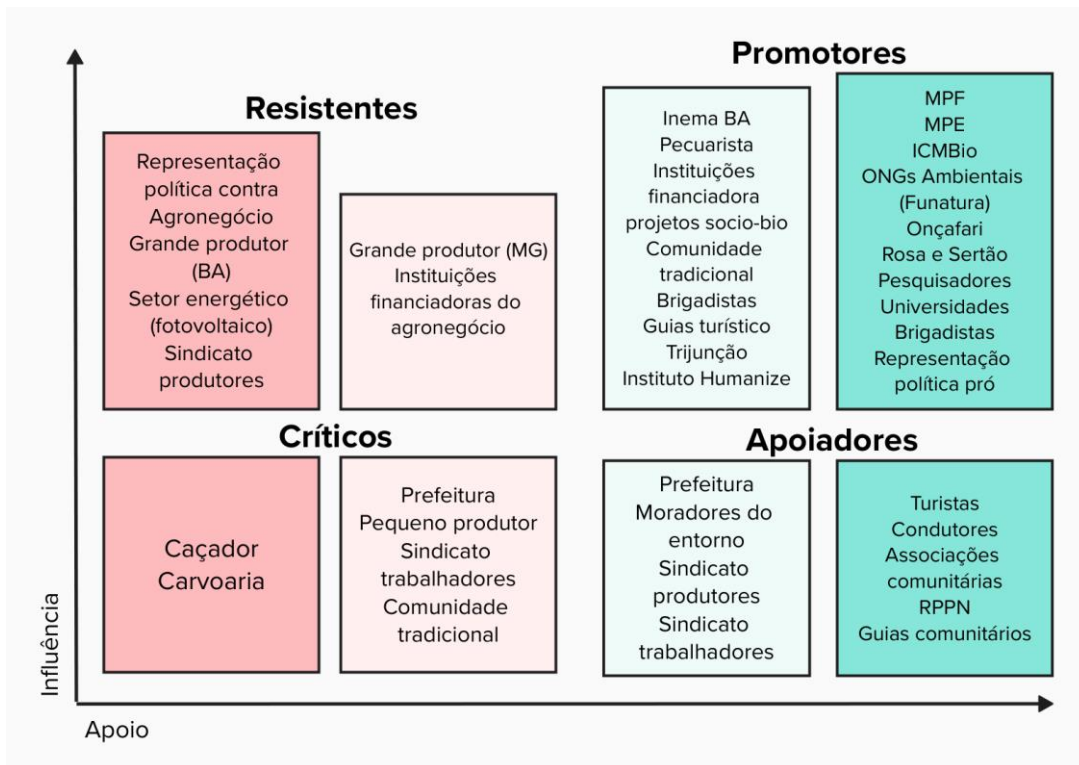


Figura 7 - Mapa de atores na região do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, ou seja, grupos sociais que direta ou indiretamente afetam ou são afetados pelo plano de coexistência com onças-pintadas. A variação no grau de influência e de apoio em relação ao plano define as quatro classes fundamentais de atores: promotores, apoiadores, resistentes e críticos.

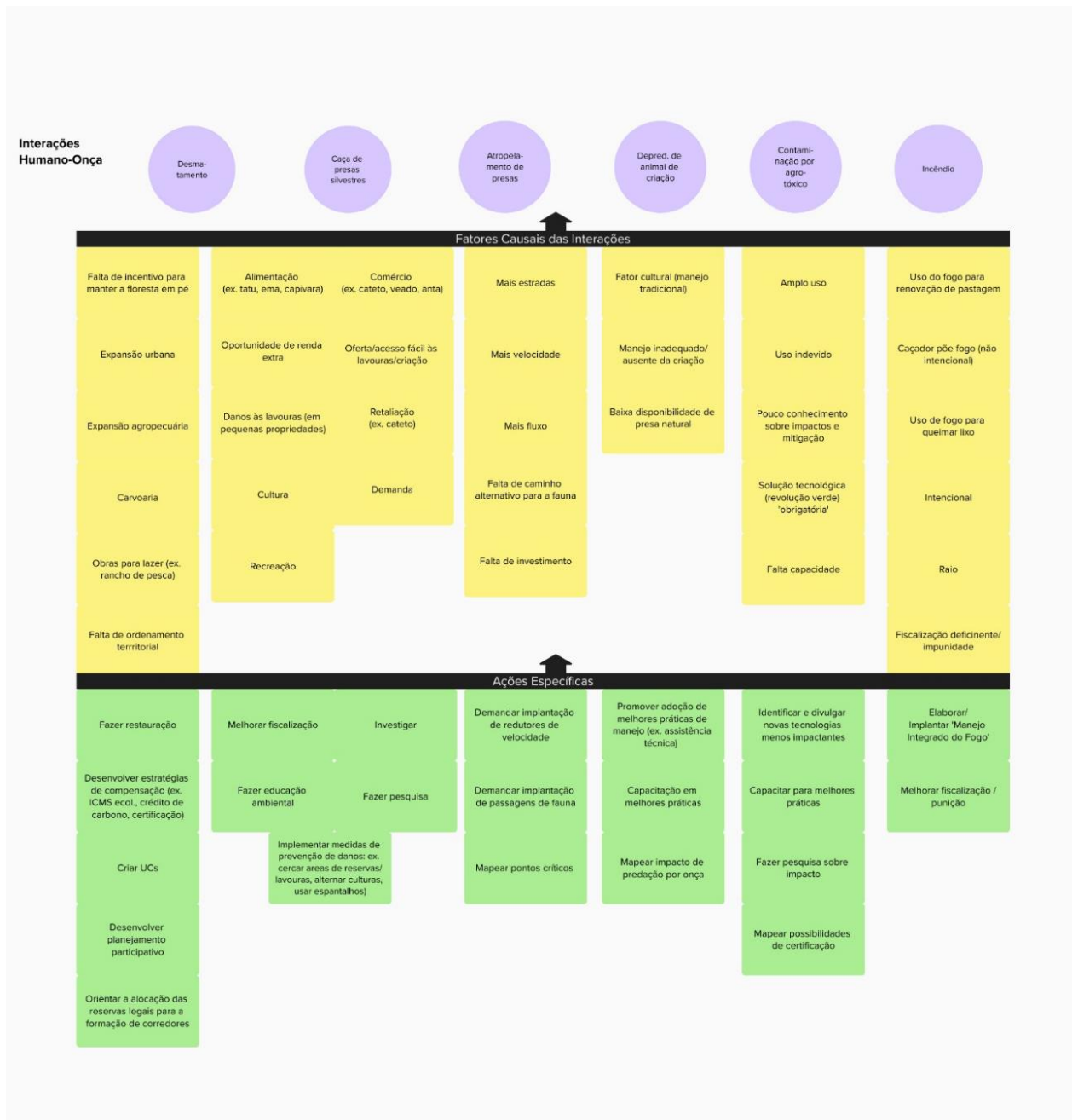


Figura 8 - Teoria da Mudança no Parque Nacional Grande Sertão editada para destacar as ações prioritárias (retângulos azul piscina), que juntamente com as ações específicas, devem produzir as mudanças desejadas nos fatores causais das interações, causando assim o impacto final esperado de melhorar as interações em benefício das onças e das pessoas envolvidas.

ii. Região do Parque Nacional Chapada dos Veadeiros

Visando potencializar os efeitos positivos e mitigar os negativos, o planejamento para a coexistência na Região do PNCV identificou 12 interações relevantes, das quais 4 foram abordadas na Teoria da Mudança: retaliação, predação de animais domésticos, caça de presas, e destruição/degradação de habitat (Figura 9). Para elas, foram indicados 25 fatores causais, sobre os quais devem incidir 30 ações. Ainda, Quatro ações são prioritárias: gerar mais informação, fazer educação ambiental, consolidar rede de colaboração, e disponibilizar recursos financeiros (Figura 10 - Teoria da Mudança no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros editada para destacar as ações prioritárias (retângulos azul piscina), que juntamente com as ações específicas, devem produzir as mudanças desejadas nos fatores causais das interações, causando assim o impacto final esperado de melhorar as interações em benefício das onças e das pessoas envolvidas. Como mecanismo de governança foram indicados pessoas ligadas a UnB, Funatura, Instituto Pouso Alto, SEMAD-GO, ICMBio, Apromas-Sertão, Rede Kalunga e Associação Veadeiros.

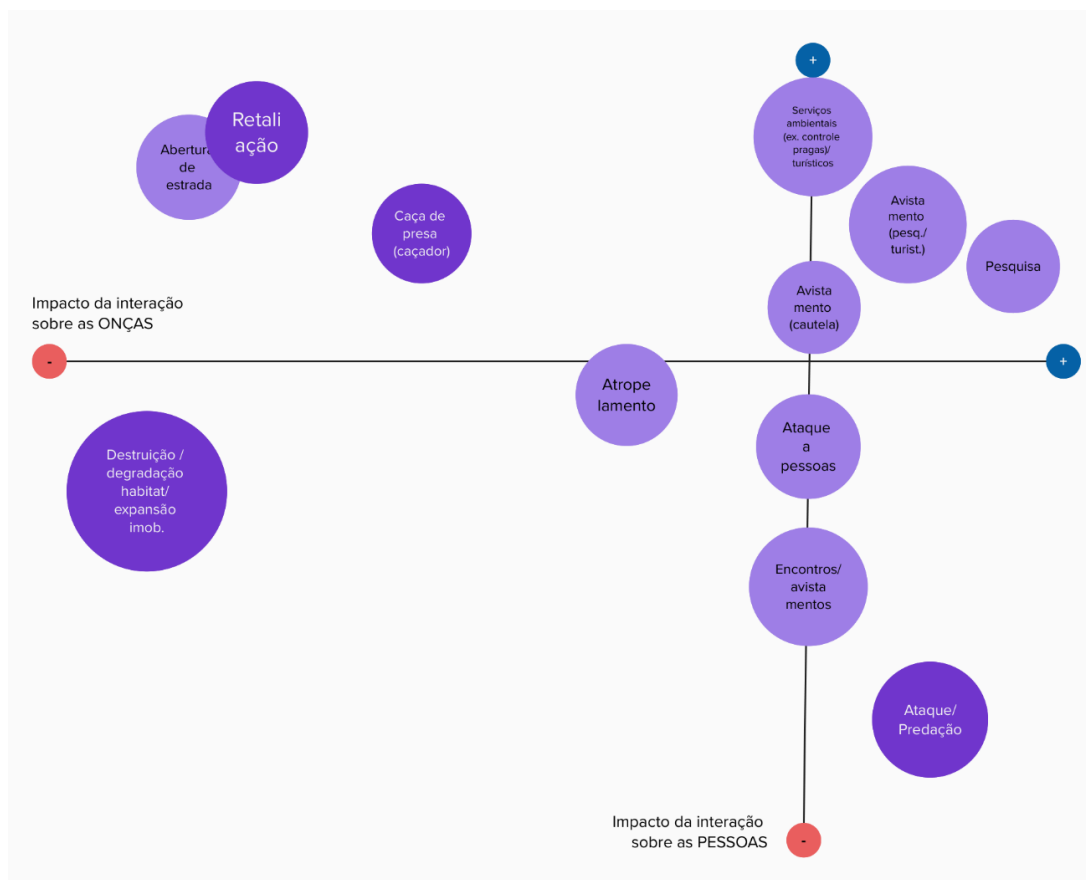


Figura 9 - Situação das interações entre humanos e onças-pintadas na região do Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. Os eixos horizontal e vertical informam o impacto relativo de cada interação sobre as onças e sobre as pessoas, respectivamente. As interações em roxo escuro foram priorizadas e, assim, selecionadas para a Teoria da Mudança

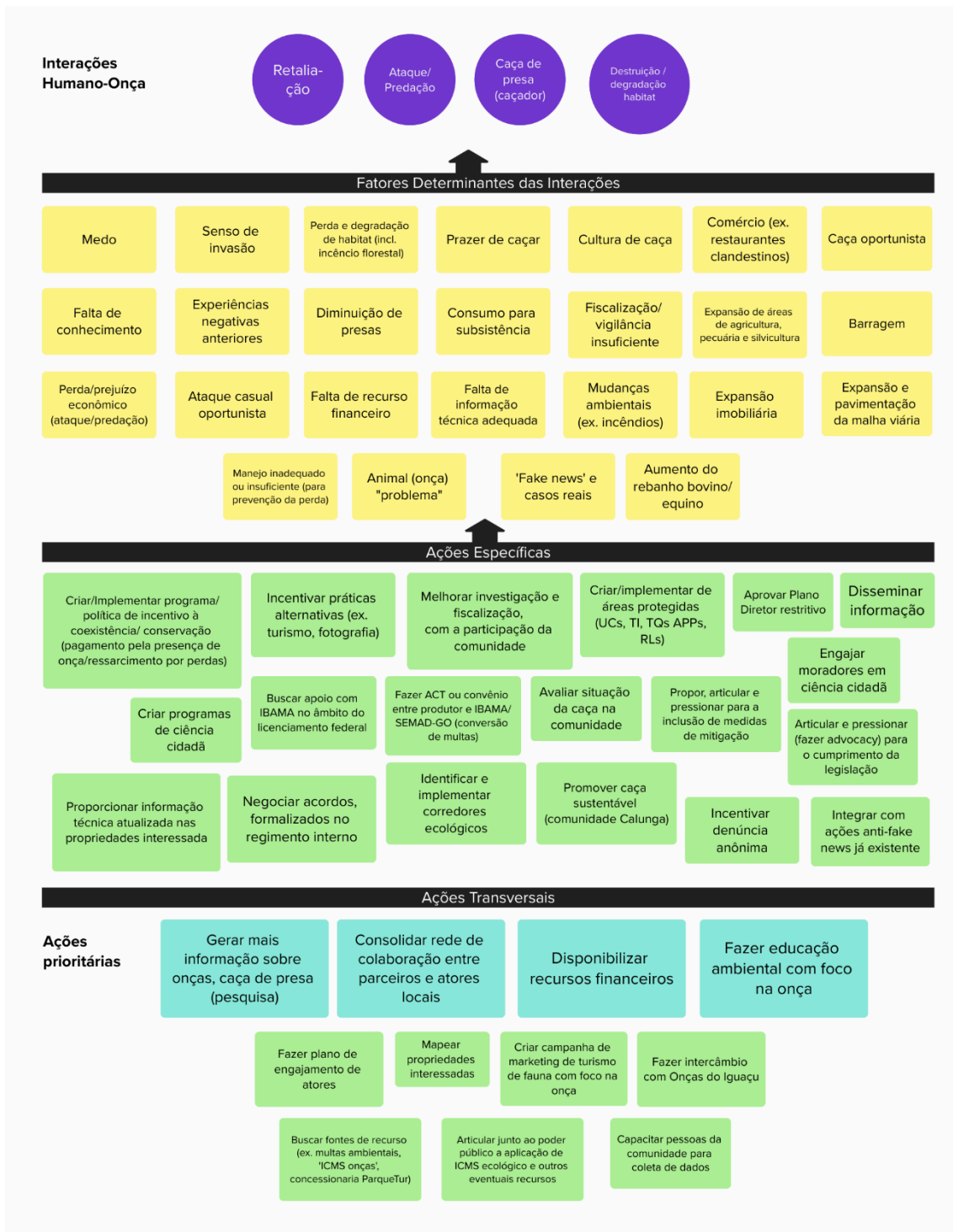


Figura 10 - Teoria da Mudança no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros editada para destacar as ações prioritárias (retângulos azul piscina), que juntamente com as ações específicas, devem produzir as mudanças desejadas nos fatores causais das interações, causando assim o impacto final esperado de melhorar as interações em benefício das onças e das pessoas envolvidas.

iii. Análise Combinada (PNGSV e PNCV)

Importante salientar que as oficinas ocorreram de forma independente, apenas a equipe de coordenação esteve presente em ambas as oficinas, atuando na moderação sem influência no resultado.

Nas oficinas do PNGSV e PNCV foram identificadas seis interações comuns: desmatamento (ou destruição/degradação do habitat e expansão imobiliária); caça de presas da onça; abate por retaliação; ataque sobre humanos; predação de animais domésticos e pesquisa. Os dois grupos tiveram a mesma percepção sobre 4 interações: Caça de presas (negativo para onça e positivo para humanos); desmatamento (negativo para onça e para humanos); pesquisa (positivo para onça e para humanos); predação de animais domésticos (positivo para onça e negativo para humanos). Houve divergência quanto ao abate por retaliação, ambos classificaram como negativo para onça, mas divergiram no impacto para os humanos, no PNCV foi classificado como Positivo para humanos, enquanto no PNGSV negativo para humanos. A outra divergência está relacionado quanto ao ataque a humanos por onça, ambos interpretaram como negativo para o ser humano mas divergiram no impacto para onça, no caso do PNCV foi entendido como neutro para onça e no PNGSV como negativo.

Quanto aos fatores determinantes das interações elencados pelos dois grupos e as ações, observou-se os seguintes pontos comuns:

- Desmatamento:
 - Fatores determinantes: expansão urbana e expansão da agropecuária
 - Ações: criação de unidades de conservação; estabelecimento de corredores ecológicos; e desenvolvimento de um plano diretor de uso e ocupação do solo.
- Caça de presas silvestres:
 - Fatores determinantes: recreação; comércio; alimentação; cultura e fiscalização deficiente

- Ações: melhorar fiscalização
- Predação de animais domésticos:
 - Fatores determinantes: manejo inadequado; falta de investimento no manejo e baixa disponibilidade de presas
 - Ações: capacitação e investimento em melhores práticas de manejo

Esse aparato de apontamentos surge como diretrizes claras para o sucesso de um processo de implementação de medidas para a conservação da onça-pintada, num processo de benefício mútuo humano-onça. A implantação de corredores e o processo de refaunação carecerão de atenção para esses aspectos.

a. Corredor da Onça-pintada do Cerrado Central

A Figura 11 e a Figura 12 fazem uma comparação entre os locais efetivamente utilizados pelas onças e o conjunto de pontos disponíveis dentro da área ambientalmente acessível, com a primeira apresenta as distribuições de densidade correspondentes e a segunda trazendo as funções de distribuição empírica cumulativa (ECDF). Assim, é possível comparar a probabilidade acumulada das variáveis contínuas entre os dois conjuntos de pontos a fim de verificar se existe uma preferência de seleção ou rejeição de determinadas características (ambientais ou antrópicas) pelas onças.

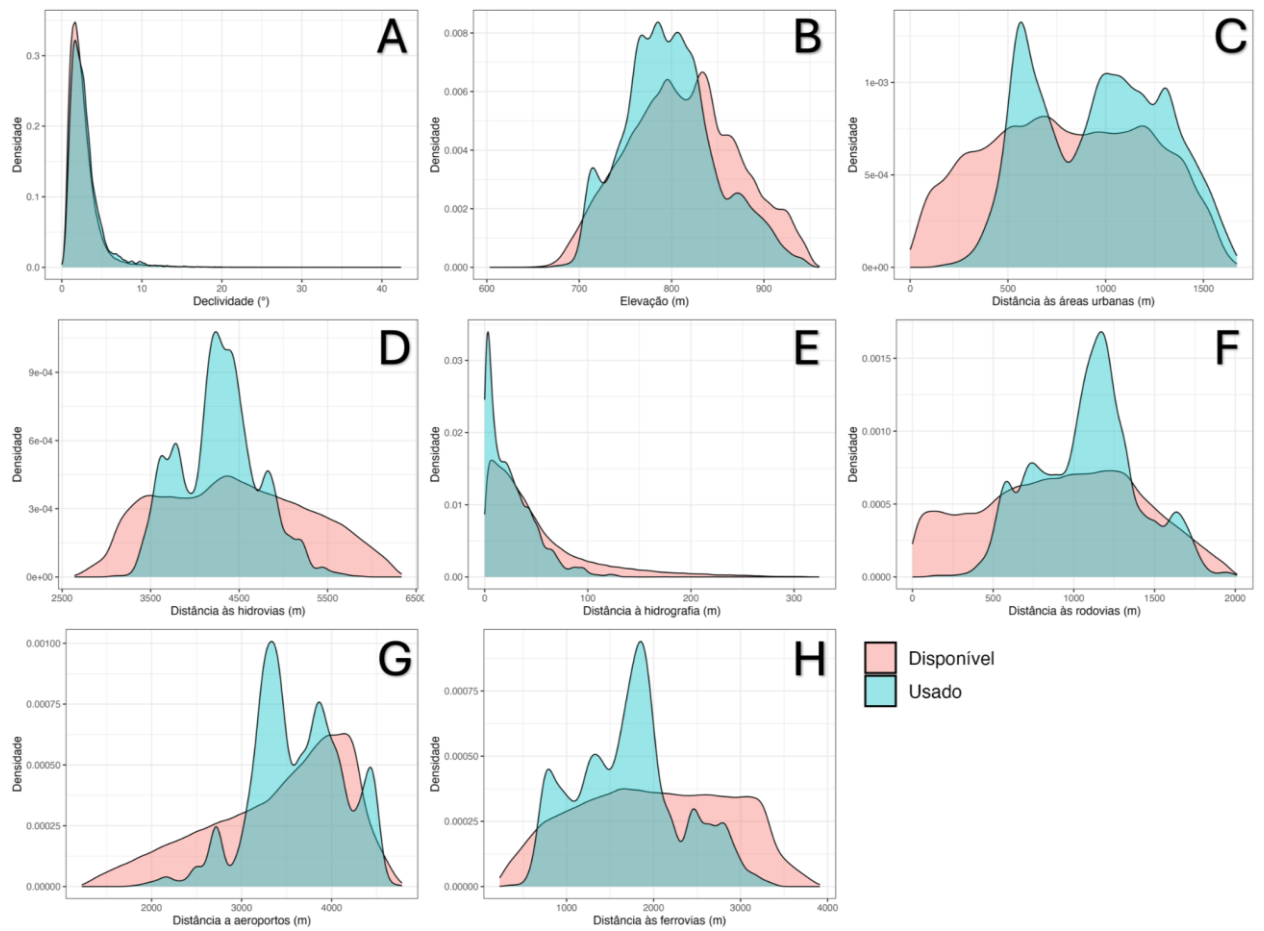


Figura 11 - Densidades (abaixo) das variáveis A) Declividade; B) Elevação; C) Distância a áreas urbanas; D) Distância a hidrovias; E) Distância a hidrografia; F) Distância a rodovias; G) Distância a aeroportos e aeródromos; e H) Distância às ferrovias utilizadas para os pontos de presença das onças (em azul) e pontos disponíveis no ambiente (em vermelho). As diferenças entre as distribuições indicam preferência (seleção) ou rejeição de determinadas condições.

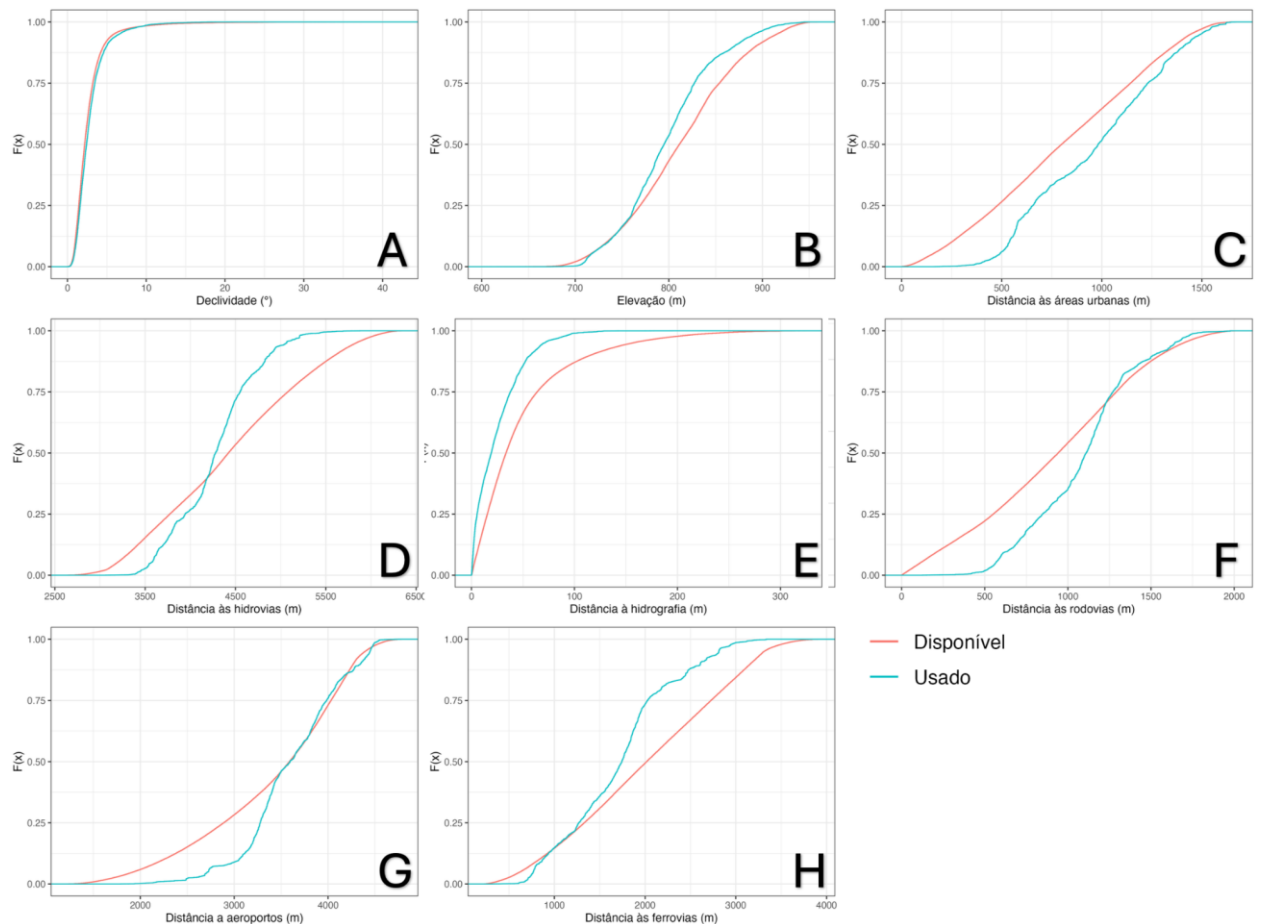


Figura 12 - Distribuições cumulativas das variáveis A) Declividade; B) Elevação; C) Distância a áreas urbanas; D) Distância a hidrovias; E) Distância a hidrografia; F) Distância a rodovias; G) Distância a aeroportos e aeródromos; e H) Distância às ferrovias utilizadas para os pontos de presença das onças (em azul) e pontos disponíveis no ambiente (em vermelho). As diferenças entre as distribuições indicam preferência (seleção) ou rejeição de determinadas condições.

As duas Figuras trazem nos painéis de A - H as variáveis contínuas utilizadas (Tabela 1), sendo: A) Declividade; B) Elevação; C) Distância a áreas urbanas; D) Distância a hidrovias; E) Distância a hidrografia; F) Distância a rodovias; G) Distância a aeroportos e aeródromos; e H) Distância às ferrovias. Em ambos os casos, a sobreposição entre as curvas indica uma ausência de seleção/rejeição, enquanto desvios apontam padrões de preferência ou rejeição, fugindo de uma distribuição aleatória.

É possível perceber uma certa tendência de afastamento de características antrópicas, como proximidade a rodovias, aeródromos e centros urbanos (painéis C, F, G e H), com a curva azul estando mais descolada para valores maiores, de maneira geral, indicando que há uma maior preferência das onças para ou não estarem perto dessas

variáveis, ou uma preferência de estarem longe. Enquanto características como proximidade a hidrografia (painel E) está com comportamento inverso, havendo uma maior concentração dos pontos vistos (em azul) que indicam uma proximidade maior do que o esperado.

Todos esses padrões foram quantificados por meio dos testes estatísticos de Kolmogorov-Smirnov (KS) e das métricas de efeito (δ de Cliff), descritos na metodologia e apresentados na Tabela 3. Nota-se que os testes, de fato, confirmam o esperado e visto na Figuras 11 e na Figura 12, com todas as variáveis contínuas tendo um p-valor no teste de KS menor que 0,001 - indicando que as distribuições são diferentes (do uso disponível e o utilizado). Vemos que algumas variáveis possuem δ próximos a zero, porém isso não significa necessariamente que a relação é fraca (indiferença), podendo implicar que a relação entre a variável específica e a preferência da onça não é linear, podendo ser não monotônica.

Essa relação, possivelmente não monotônica, é avaliada na sequência. A informação contida na Tabela 3. Esses testes servem de base para a conversão dessas variáveis nos mapas de adequabilidade ambiental padronizado, assim como para uma descrição mais objetiva e quantificação dessa afinidade ou de estranhamento de certas características.

Tabela 3 - Testes estatísticos e métricas de efeito para as variáveis utilizadas no estudo. D é a distância máxima entre ambas as distribuições, com p-valores < 0,001 indicando diferenças estatisticamente significantes e δ de Cliff indicando preferência por valores mais altos ou baixos.

| Variável | Teste KS | | δ de Cliff |
|-----------------------------------|----------|---------|-------------------|
| | D | p-valor | |
| Declividade | 0,072 | < 0,001 | +0,091 |
| Elevação | 0,160 | < 0,001 | -0,148 |
| Distância das áreas urbanas | 0,207 | < 0,001 | +0,223 |
| Distância das hidrovias | 0,227 | < 0,001 | -0,115 |
| Distância das redes hidrográficas | 0,207 | < 0,001 | -0,324 |

| | | | |
|---------------------------------------|-------|---------|--------|
| Distância das rodovias | 0,212 | < 0,001 | +0,197 |
| Distância dos aeroportos e aeródromos | 0,201 | < 0,001 | +0,096 |
| Distância das ferrovias | 0,251 | < 0,001 | -0,210 |

A Figura 13 apresenta os índices de seleção (w_i) obtidos para as variáveis contínuas e categóricas, indicando o grau relativo de preferência ou rejeição de cada característica (Tabela 2). Valores de w_i superiores a 1 indicam maior uso do que o esperado com base na disponibilidade, enquanto valores inferiores a 1 indicam menor uso, ou seja, uma certa rejeição das onças dessas características (ambientais ou antrópicas). As variáveis contínuas são ligadas por uma linha, pois há uma relação de magnitude entre os valores do eixo-x, enquanto para as variáveis discretas, como esse valor não tem um significado numérico específico, são plotados apenas os pontos de cada um dos valores avaliados.

Essa abordagem permite comparar de forma direta a importância relativa de diferentes fatores sobre a seleção de habitat. Nota-se a relação não necessariamente linear presente, não indicando necessariamente uma falta de relação entre as variáveis, mas apenas uma relação não monotônica. Há uma clara rejeição de declividades altas (Figura 13A) e proximidade de ferrovias (Figura 13H), não notadas previamente na Tabela 3.

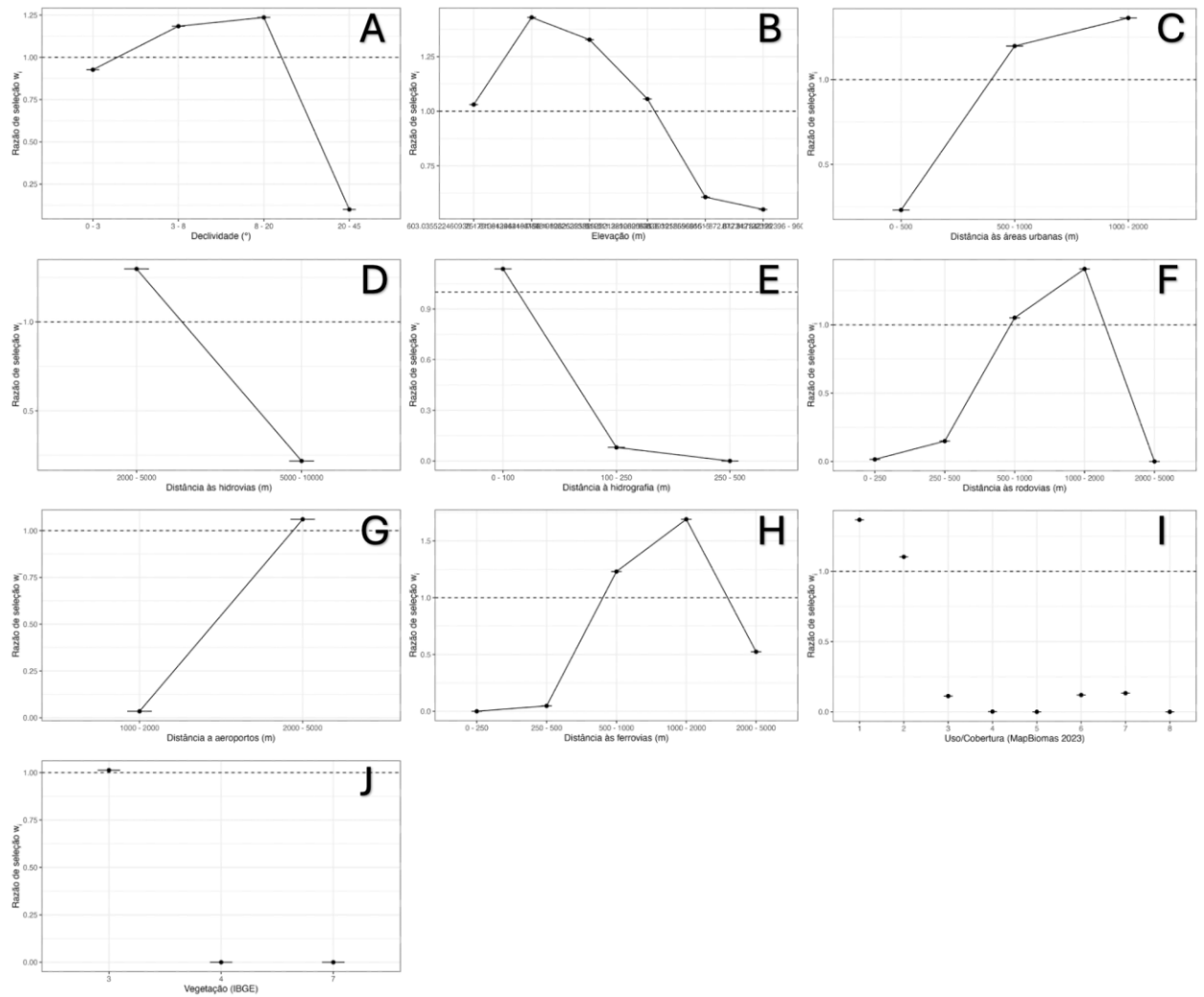


Figura 13 - Razões de seleção (w_i) para as variáveis A) Declividade; B) Elevação; C) Distância a áreas urbanas; D) Distância a hidrovias; E) Distância a hidrografia; F) Distância a rodovias; G) Distância a aeroportos e aeródromos; H) Distância às ferrovias; I) Uso e ocupação do solo; e J) Vegetação, analisadas. Valor de $w_i > 1$ (linha tracejada) indica uma seleção positiva (uso maior que o esperado pela disponibilidade), $w_i < 1$ indica uma rejeição dessa característica e $w_i = 1$ (linha tracejada) implica no uso aleatório em relação à disponibilidade.

Vemos uma clara preferência das onças por áreas menos elevadas e mais planas (Figura 13A e Figura 13B), com uma rejeição quando os locais são mais íngremes (20-45 graus) ou mais elevados. Notamos também que há uma seleção de habitat das onças para proximidades a água de maneira geral (hidrografia e hidrovia, painéis 5D e 5E), com os menores valores tendo $w_i > 1$, e com $w_i < 1$ quando essas distâncias aumentam.

No caso das variáveis antrópicas (13C, 13F, 13G e 13H), há uma clara resistência, com distâncias menores tendo uma rejeição das onças (valores menores do que o esperado) e a medida que a distância aumenta vai se criando uma preferência, ou menor

rejeição. Para distâncias muito longas (entre 2 e 5 km) esse comportamento se inverte para rodovias (13F) e ferrovias (13H), porém isso pode ser apenas porque a essas distâncias, outras características entram em efeito, por fugirem de uma tendência existente em outros valores e nas outras variáveis.

Por último, para as variáveis categóricas, há uma preferência das onças pelo uso e cobertura, captado pelo MapBiomas (13I) de valores 1 (Floresta) e 2 (Vegetação herbácea e arbustiva), enquanto há uma forte rejeição para todos os outros (3: Pastagem; 4: Agricultura; 5: Silvicultura; 6: Mosaico de usos; 7: Áreas urbanas; e 8: Corpos hídricos). Na vegetação (13J), há apenas uma leve preferência, quase indiferente, para a vegetação 3 (Savana, ou Cerrado), com uma rejeição para as outras como 4 e 7 (Floresta Estacional Decidual e áreas de contato entre a Savana e essas Florestas, principalmente). Os outros valores dessas classes não estão presentes na Figura 13 por não terem quantidade significativa dentro da AOI.

Esses resultados estão coerentes com os padrões observados na Figura 11 (curvas de densidade), Figura 12 (curvas ECDF) e Tabela 3. Esses valores indicam que as onças selecionam áreas naturais, contínuas e bem conectadas, próximas a rios e afastadas de fontes diretas de perturbação antrópica. Essa razão de seleção calculada (w_i) é utilizada para derivar os mapas de adequabilidade. Na sequência, todos os mapas tiveram seus valores normalizados, de modo a ter um valor único entre 0-1 indicando adequabilidade. Foi feita uma média ponderada em relação a variação observada nos valores de w_i , e a importância relativa de cada variável é trazida na Tabela 4, mostrada pelo W normalizado. Também é mostrado a preferência geral dessas variáveis (por valores mais altos ou baixos). A Tabela 5 e a Tabela 6 apresentam os efeitos das variáveis categóricas (preferência ou rejeição), que não seguem uma relação contínua como as variáveis contínuas.

Tabela 4 - Ranking da importância relativa das variáveis utilizadas, pelo w_i normalizado.

| Ranking | Variável | W normalizado | Preferência |
|----------------|--------------------------------|----------------------|---------------------|
| 1 | Distância das ferrovias | 17,98 % | valores altos |
| 2 | Distância hidrovias | 14,54 % | valores baixos |
| 3 | Uso e ocupação do solo | 14,14 % | (categórico) |
| 4 | Distância das áreas urbanas | 13,77 % | valores altos |
| 5 | Distância das rodovias | 13,74 % | valores altos |
| 6 | Elevação | 9,47 % | valores baixos |
| 7 | Distância da rede hidrográfica | 8,05 % | valores baixos |
| 8 | Distância dos aeroportos | 3,84 % | valores altos |
| 9 | Declividade | 3,64 % | valores baixos |
| 10 | Vegetação | 0,83 % | (categórico) |

Tabela 5 - Efeito das categorias de uso e ocupação do solo.

| Tipo de uso e ocupação do solo | Efeito |
|---------------------------------------|---------------|
| 1 (Floresta) | preferência |
| 2 (Vegetação herbácea e arbustiva) | preferência |
| 3 (Pastagem) | rejeição |
| 4 (Agricultura) | rejeição |
| 5 (Silvicultura) | rejeição |
| 6 (Mosaico de usos) | rejeição |
| 7 (Áreas urbanas) | rejeição |
| 8 (Corpos hídricos) | rejeição |

Tabela 6 - Efeito das categorias de vegetação.

| Vegetação (id - código IBGE) | Descrição | Efeito |
|---|---|---------------|
| 2 - F | Floresta Estacional Semidecidual | * |
| 3 - S | Savana (Cerrado) | preferência |
| 4 - C | Floresta Estacional Decidual | rejeição |
| 7 - ST, SN, STN, TN | Áreas de contato (Savana/Savana-Estépica/Floresta Estacional) | rejeição |

* Áreas pequenas, pouco representativas da AOI (~1%) e sem ocorrência de onças.

A Figura 14 traz o mapa de adequabilidade geral, resultante da combinação ponderada das variáveis utilizadas neste estudo (contínuas e categóricas). O gradiente em tons de cinza representa o índice de adequabilidade, variando entre 0,0 (rejeição, em branco) até 1,0 (alta preferência, em preto). Assim, as áreas mais escuras representam regiões com maior adequabilidade para as onças, enquanto as áreas mais claras correspondem a uma rejeição desses locais. No mapa ainda são mostradas algumas infraestruturas antrópicas como rodovias, ferrovias e aeroportos. Também são destacadas as unidades de conservação (UCs) existentes na área de estudo (AOI). A sobreposição de todos esses elementos nos permite melhor entender a relação entre adequabilidade e os fatores modelados, assim como as barreiras existentes para a conectividade ecológica.

É interessante notar que as áreas de conservação (não utilizadas para a construção do mapa de adequabilidade) estão mais escuras, mostrando serem uma região preferencial das onças. Isso ocorre por diversos motivos, entre eles o distanciamento de áreas urbanas, aeroportos, ferrovias e rodovias, assim como o ambiente mais preservado (uso e ocupação do solo e vegetação). Essas regiões mais escuras, também aparecem menos fragmentadas que as claras, indicando um certo comportamento antrópico nas áreas de maior rejeição, em especial para o uso do solo. Mesmo em uma região, com diversas áreas antropizadas, é visível a existência de mosaicos de habitat preferíveis, havendo também possibilidade de corredores ecológicos para a união destes. Em especial nas manchas no leste da AOI (mais ao sudeste), havendo vários polígonos

escuros, que poderiam ser possivelmente conectados, e as regiões mais ao noroeste, com um comportamento similar, porém mais claros.

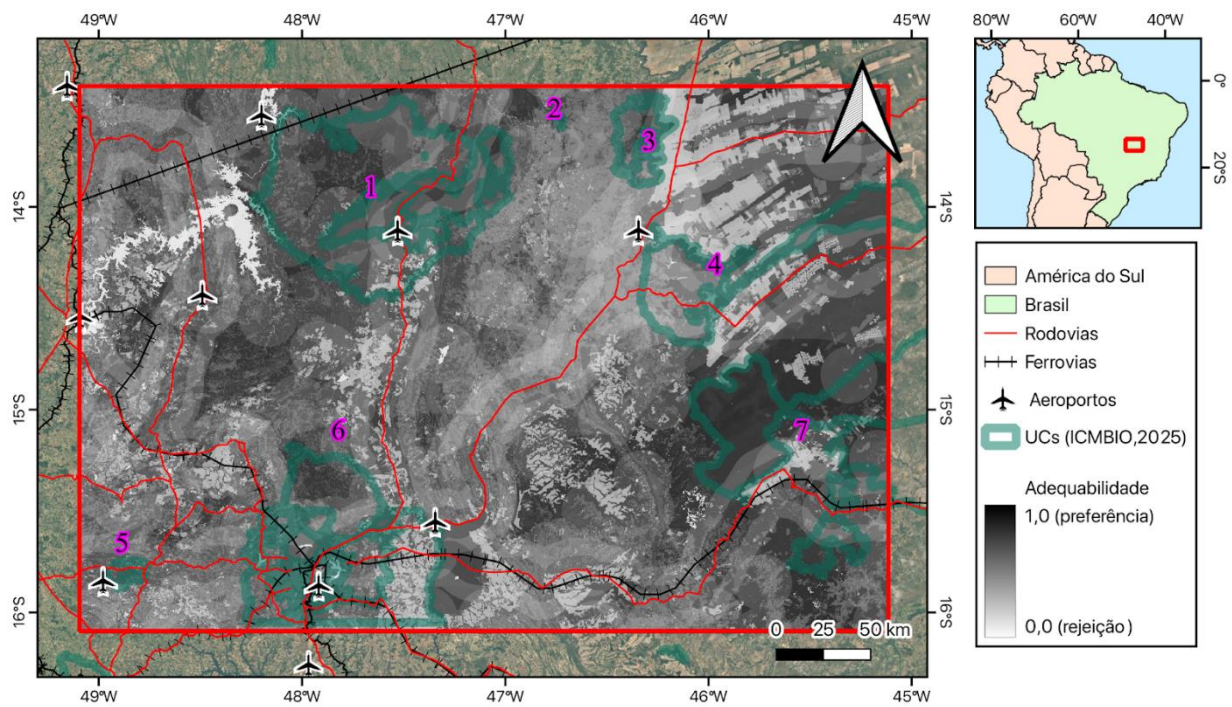


Figura 14 - Mapa de adequabilidade geral, mostrando áreas de preferência das onças para a AOI, com as unidades de conservação (UC) por cima.

Lista das UCs: **1.** Área de Proteção Ambiental Pouso Alto, Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Reserva Particular do Patrimônio Natural Cachoeira das Pedras Bonitas, Reserva Particular do Patrimônio Natural Catingueiro, Reserva Particular do Patrimônio Natural Integra o Parque, Reserva Particular do Patrimônio Natural Maria Batista, Reserva Particular do Patrimônio Natural Nascentes do Rio Tocantins, Reserva Particular do Patrimônio Natural Ponte de Pedra, Reserva Particular do Patrimônio Natural Reserva Natural do Tombador, Reserva Particular do Patrimônio Natural Santuário das Pedras, Reserva Particular do Patrimônio Natural São Bartolomeu, Reserva Particular do Patrimônio Natural Soluar, RPPN Flor do Cerrado II e III. **2.** Floresta Nacional da Mata Grande. **3.** Área de Proteção Ambiental Serra Geral de Goiás, Parque Estadual de Terra Ronca, Reserva Extrativista do Recanto das Araras de Terra Ronca. **4.** Área de Proteção Ambiental das Nascentes do Rio Vermelho, Parque Natural Municipal Ribeirão da Prata, Refúgio de Vida Silvestre Veredas do Oeste Baiano, Reserva Particular do Patrimônio Natural Veredas do Pratudinho.

5. Área de Proteção Ambiental dos Pireneus, Parque Estadual dos Pireneus, Reserva Particular do Patrimônio Natural Canto da Mata, Reserva Particular do Patrimônio Natural Pau Terra. **6.** APA da Bacia dos Ribeirões do Gama e Cabeça de Veado, APA de Cafuringa, APA do Lago Paranoá, APA da Bacia do Rio Descoberto, APA da Bacia do Rio São Bartolomeu, APA do Planalto Central, Área de Relevante Interesse Ecológico Capetinga/Taquara, Área de Relevante Interesse Ecológico Cruls, Área de Relevante Interesse Ecológico da Granja do Ipê, Área de Relevante Interesse Ecológico da Vila Estrutural, Área de Relevante Interesse Ecológico do Bosque, Área de Relevante Interesse Ecológico do Córrego Cabeceira do Valo, Área de Relevante Interesse Ecológico do Córrego Mato Grande, Área de Relevante Interesse Ecológico do Torto, Área de Relevante Interesse Ecológico Dom Bosco, Área de Relevante Interesse Ecológico Paranoá Sul, Área de Relevante Interesse Ecológico Parque JK, Área de Relevante Interesse Ecológico Santuário de Vida Silvestre do Riacho Fundo, Estação Ecológica de Águas Emendadas, Estação Ecológica do Jardim Botânico, Floresta Nacional de Brasília, Monumento Natural do Conjunto Espeleológico do Morro da Pedreira, Parque Estadual do Descoberto, Parque Estadual do Descoberto, Parque Nacional de Brasília, Reserva Biológica da Contagem, Reserva Biológica do Cerradão, Reserva Biológica do Gama, Reserva Biológica do Guará, Reserva Biológica do Rio Descoberto, Reserva Particular do Patrimônio Natural Vale das Copaibeiras. **7.** Área de Proteção Ambiental Bacia do rio Pandeiros, Área de Proteção Ambiental Cochá e Gibão, Parque Estadual Serra das Araras, Parque Nacional Grande Sertão Veredas, Reserva de Desenvolvimento Sustentável Veredas do Acari, Reserva Particular do Patrimônio Natural Arara Vermelha.

A Figura 15 traz as áreas com os maiores valores de adequabilidade, mostrando as áreas mais influentes para a conservação das onças, obtidas a partir do índice integrado de adequabilidade (Figura 14). As diferentes cores representam faixas de prioridade, destacando as porções do território que apresentam maior probabilidade de uso ou conectividade favorável para as onças. O mapa de fundo e as unidades de conservação (verde-azul) permitem visualizar a integração espacial dessas áreas prioritárias com a paisagem atual, evidenciando que muitas delas coincidem com trechos já protegidos.

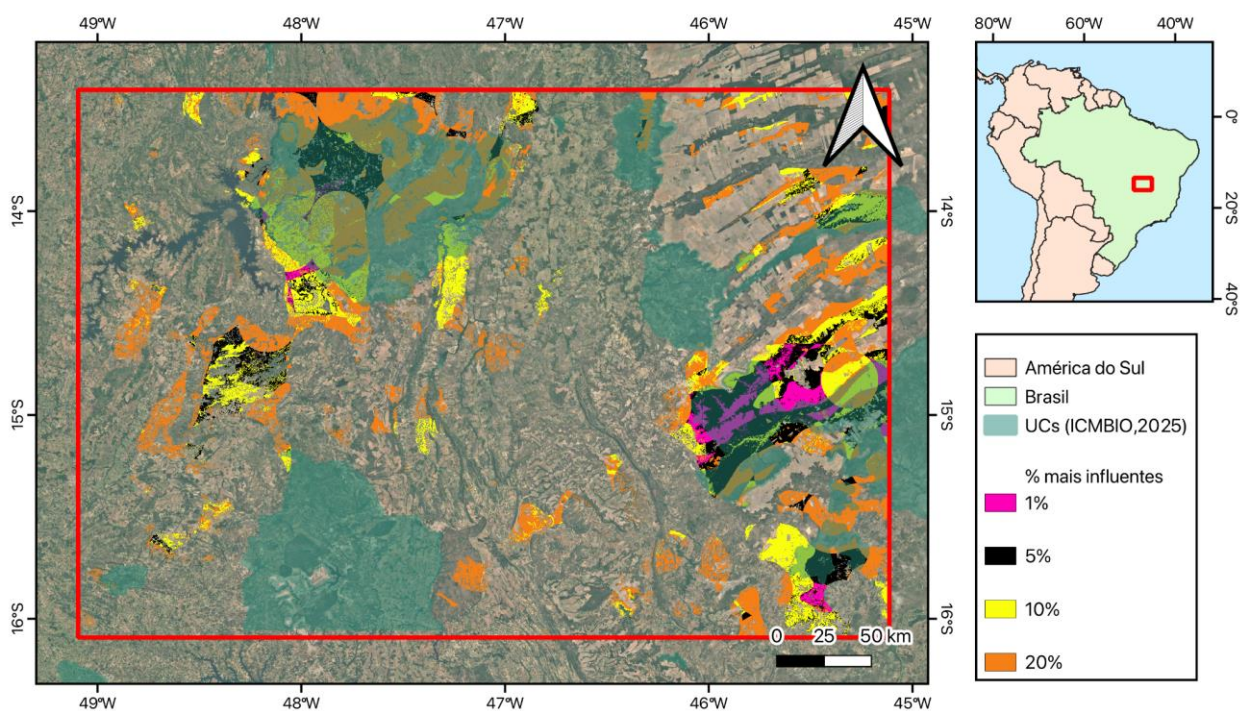


Figura 15 - Mapa de adequabilidade, agrupados nas áreas top 1%, 5%, 10% e 20% mais adequadas para as onças, com as unidades de conservação (UC) por cima.

As áreas em rosa correspondem ao 1% mais influente (trechos de maior importância e conectividade ecológica), estando concentrados próximos a fragmentos de vegetação nativa ou dentro de unidades de conservação. Em preto, estão os 5% mais influentes, formando corredores secundários que complementam as áreas principais. As zonas em amarelo (10%) e laranja (20%) abrangem regiões com potencial moderado de uso ou de ligação entre núcleos importantes, funcionando como áreas tampão e de transição. A partir dessas áreas, é possível explicitar espacialmente a indicação das áreas para a conservação ecológica do habitat das onças, assim como identificar núcleos

prioritários e potenciais corredores ecológicos a serem considerados em estratégias de manejo e planejamento territorial.

Para cada mancha de habitat classificada como preferencial nos diferentes limites de adequabilidade propostos (1%, 5%, 10% ou 20%), foi construída uma rede de conectividade, representando os caminhos de menor resistência (menor custo) entre essas manchas. Esses caminhos indicam rotas potenciais de deslocamento das onças entre as áreas prioritárias, considerando a superfície de resistência, derivada a partir do índice integrado de adequabilidade.

Como o número de manchas varia conforme o limiar adotado, também foi selecionado um limite específico para representar de forma mais detalhada os principais corredores ecológicos que conectam as áreas de maior adequabilidade, evidenciando as rotas preferenciais de conectividade no território estudado. Os limites adotados para a análise de conectividade corresponderam aos 10%, 20% e 50% das rotas de menor custo, representando os principais caminhos potenciais de deslocamento entre as áreas prioritárias vistas nas Figuras 14 e 15.

A Figura 16 apresenta a variação dos corredores de menor resistência (custo) para diferentes combinações de manchas prioritárias (as linhas na Figura 16) e percentuais de conectividade (as colunas nesta mesma Figura). Cada linha representa o conjunto de áreas prioritárias definidas pelos limiares de 1%, 5%, 10% e 20% das maiores adequabilidades, enquanto as colunas mostram os 10%, 20% e 50% dos corredores de menor resistência entre elas. Essa abordagem permite visualizar como a estrutura da conectividade varia conforme a extensão das manchas consideradas e o número de rotas potenciais incluídas.

Nota-se que, nos cenários mais restritivos (1% e 5% das manchas, com apenas os 10% e 20% dos valores mais influentes - 16A, 16B, 16D e 16E), os corredores se concentram nas regiões de maior adequabilidade, formando redes curtas e localizadas em torno das manchas centrais. À medida que o limiar das manchas aumenta para 10% e 20% ou assumindo uma quantidade maior de corredores também, em até 50%, (Figuras 16C, 16F, 16G, 16H, 16I, 16J, 16K, 16L), as redes tornam-se mais complexas e contínuas,

conectando um maior número de manchas e expandindo-se por toda a área de estudo. Quando flexibilizamos esses valores, há a inclusão de caminhos alternativos e secundários, reduzindo a fragmentação da rede e evidenciando potenciais rotas complementares de deslocamento.

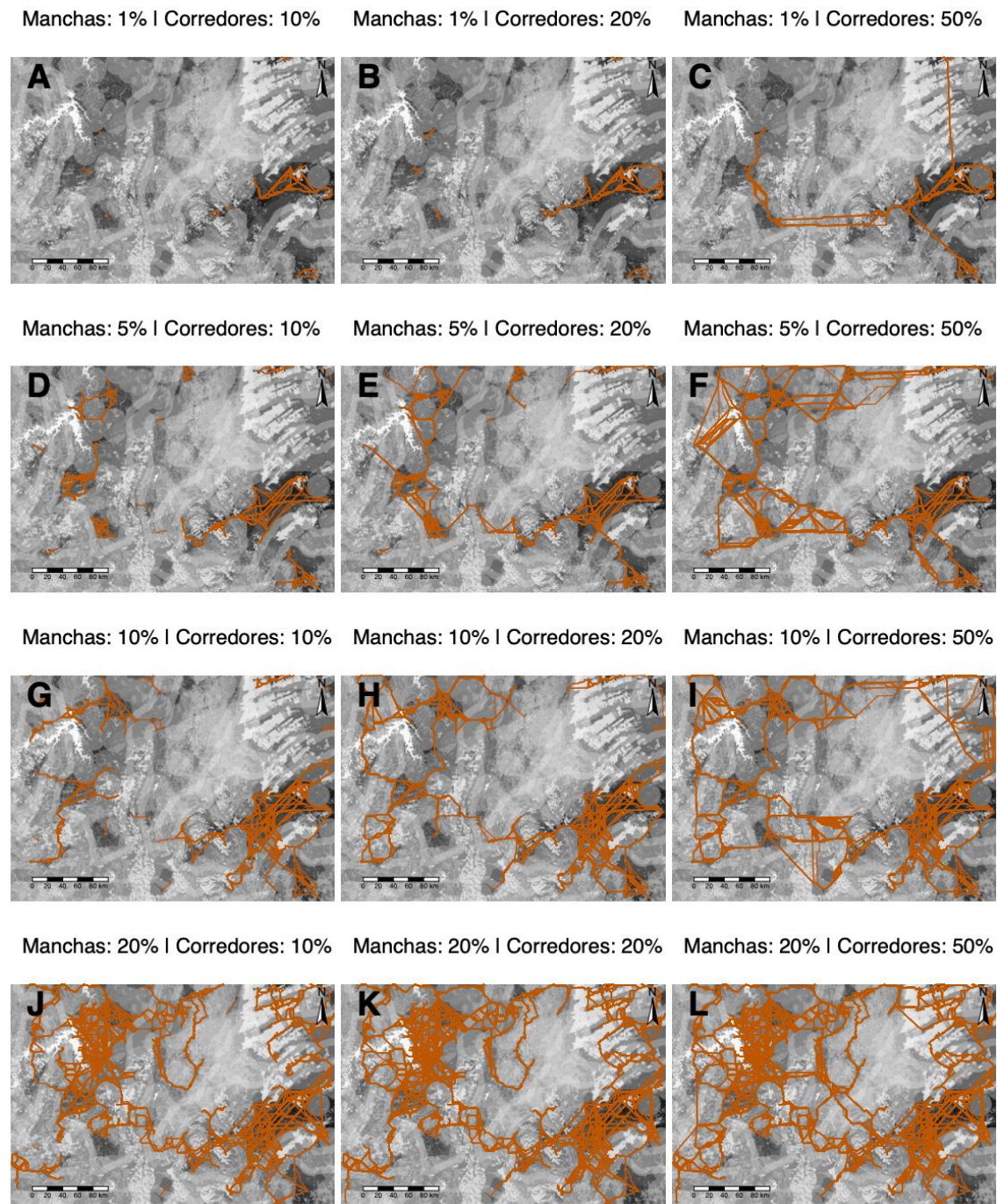


Figura 16 - Principais corredores (colunas de 10%, 20% e 50%) de menor resistência para diferentes áreas prioritárias (linhas de 1%, 5%, 10% e 20%). Com destaque para o cenário E.

Porém, mesmo no cenário mais permissivo (16L, mostrando 20% das áreas mais influentes e 50% dos corredores menos resistivos), permanece evidente a presença de duas regiões de alta conectividade, uma no setor noroeste e outra no sudeste da área de estudo. Essas duas regiões são separadas por zonas de menor adequabilidade, associadas a barreiras ecológicas e antrópicas. Essa descontinuidade sugere que a conectividade funcional entre esses dois núcleos depende fortemente de rotas marginais, especialmente no limite sul da área de estudo, onde os corredores tendem a se concentrar, mas também sendo possível conectar elas por um caminho ao norte.

Diferentes características da área de interesse (AOI) ajudam a explicar a menor adequabilidade observada na região central (Figura 14 e Figura 16). Primeiramente, destaca-se a presença da rodovia BR-020, que atravessa essa faixa central e que corresponde a aproximadamente 14% da contribuição no mapa de adequabilidade final. Essa variável já se mostrou como uma das principais fontes de resistência para as onças, tendo sido evidenciada a sua influência negativa para os habitats das onças (Figura 13F).

O uso e ocupação do solo também tem um papel relevante, com uma contribuição para a adequabilidade final semelhante à da proximidade das onças a rodovias (sendo um pouco acima de 14%). A existência e a predominância de múltiplas áreas de pastagem nessa região estudada representam um fator de pressão significativo, reduzindo o valor da adequabilidade local para a espécie em questão.

Além disso, o padrão vegetativo local difere do entorno, sendo composto pela “Floresta Estacional Decidual” e áreas de contato com o “Cerrado”. Essas formações, embora representem apenas de 1% da contribuição no modelo, também exibem sinais de forte rejeição pelas onças, o que somadas às outras características aumenta essa aversão por parte da espécie.

Por fim, a menor densidade de corpos hídricos nessa região central contribui ainda mais para a redução de adequabilidade, uma vez que as onças tendem a preferir áreas com maior proximidade ou densidade de drenagens (Figuras 5D e 5E). Essa variável também tem baixo peso, contribuindo apenas cerca de 3% para a adequabilidade final.

Essas diversas influências, sendo pequenas ou não, reforçam o padrão de menor adequação observado na faixa central da área de interesse.

O cenário apresentado na figura 16E ou figura 17 é o primeiro a estabelecer uma conexão entre as áreas *core*, ou seja, é o cenário de demanda a menor área para estabelecer a rede de conectividade (5% das manchas e 20% corredores). Nessa perspectiva de otimizar esforços e mitigar conflito esse cenário deve ser o primeiro a ser aprofundado para a implementação de um planejamento para conservação ou DTBC. Os corredores propostos por esse cenário saem da Chapada Gaúcha/MG passa pelas serras da região de Buritis/MG, pelas APPs, fugindo das áreas de agricultura, até chegar na região de Formosa/GO. Seguindo pelos remanescentes de vegetação e serras passando por Planaltina de Goiás, Bom Sucesso, São Luiz do Tocantins e Estrema, chegando na Chapada dos Veadeiros.

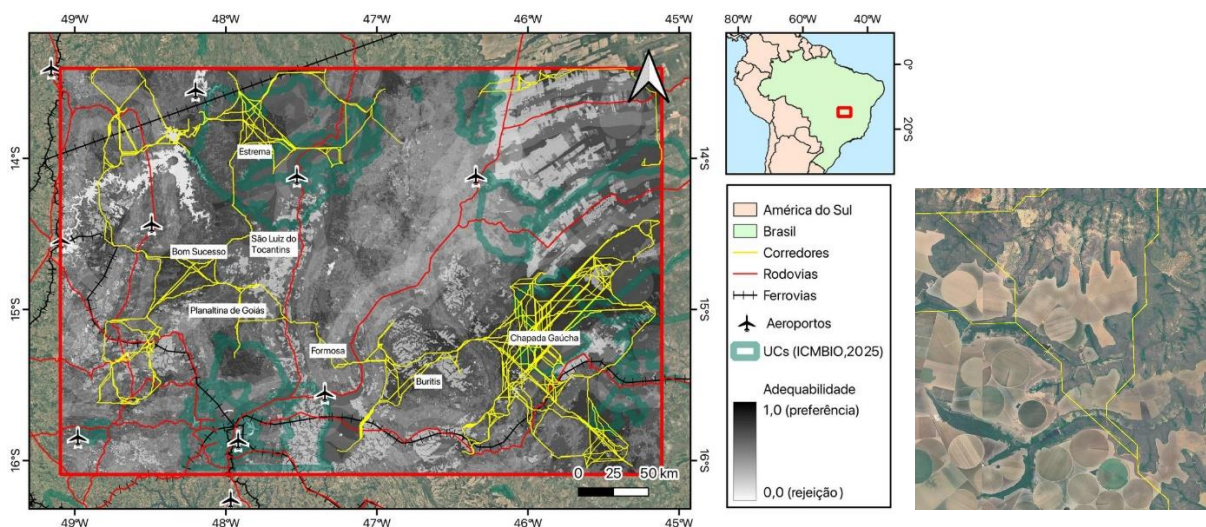


Figura 17 – Corredor - Cenário E proposta com detalhe. No detalhe recortado à direita observa-se que o modelo prevê a fuga de área agricultáveis.

Ao longo desse percurso são observadas inúmeras propriedades privadas com grandes áreas de cultivo. A presença de animais de rebanho de pequeno e grande porte também pode ser observada além de inúmeras propriedades voltadas ao turismo rural.

É importante reconhecer que nossa análise de seleção de habitat, embora baseada em uma ampla base de dados (21.526 registros), apresenta limitações inerentes

à natureza dos dados de ocorrência. Os registros obtidos por colares GPS, que compõem a maior parte dos pontos de presença, são intrinsecamente autocorrelacionados no espaço e no tempo, uma vez que múltiplas localizações provêm de poucos indivíduos se movendo de forma contínua pela paisagem. Da mesma forma, os registros de armadilhas fotográficas estão sujeitos a viés de amostragem espacial, concentrando-se em áreas de maior esforço ou acessibilidade.

Essa autocorrelação espacial viola o pressuposto de independência das observações, comum a muitos testes estatísticos, incluindo o teste de Kolmogorov-Smirnov e as estimativas de intervalo de confiança via bootstrap aqui empregados. Embora nossos resultados mostrem padrões ecológicos claros e consistentes com a literatura (preferência por áreas naturais, rejeição de ambientes antropizados), a dependência entre observações pode ter inflacionado a significância estatística (p-valores artificialmente baixos) e subestimado a incerteza nas estimativas de seleção.

Futuros estudos poderiam abordar essa limitação através de:

(1) rarefação dos dados de GPS, mantendo apenas uma localização por dia ou por semana por indivíduo;

(2) utilização de Modelos de Seleção de Recursos com Efeitos Aleatórios que incorporem a identidade do indivíduo como fator;

(3) emprego de métodos de inferência que explicitamente considerem a estrutura de dependência espacial, como modelos espaciais hierárquicos.

Apesar dessas considerações, os padrões robustos de seleção identificados especialmente a forte preferência por áreas florestadas e proximidade a cursos d'água, e a clara rejeição de áreas urbanas e rodovias fornecem uma base sólida para o planejamento de corredores e estratégias de coexistência na região.

2.4. Discussão e Conclusão

A região do PNGSV está inserida em uma matriz econômica dominada pela intensificação da agropecuária, o PNCV opera em um contexto de maior diversificação econômica, onde o turismo desempenha um papel proeminente na modelagem do uso do solo e na geração de renda. Essa diferença tem implicações significativas para as estratégias de conservação e desenvolvimento regional, e uma diferente percepção sobre as interações entre onça e humano. Como por exemplo, o plano de coexistência elaborado, traz a interação turística de observação de onças apenas na região do PNCV, enquanto o agrotóxico e o incêndio estão presentes apenas na região do PNGSV.

Entretanto, o fato de a onça estar presente em ambos os territórios traz à tona os elementos comuns e apontam caminhos semelhantes que precisam ser observados em ambos os territórios: O ataque a criação aparece com maior relevância, que é ocasionado pelo manejo inadequado do rebanho e, também, pela ausência de presas naturais. A ausência dessas presas pode estar associada à caça e ao desmatamento, as outras interações comuns com um plano de resposta.

A caça de presas é uma pressão que ocorre em virtude da cultura local, lazer e fome, sendo necessário o fortalecimento da ação fiscalizatória pelos órgãos governamentais. O desmatamento ocorre face a expansão urbana e das atividades agropecuárias, sendo ressaltada a importância da criação de áreas protegidas e corredores ecológicos, além de um planejamento participativo do uso do solo.

As análises de uso espacial pelos indivíduos de onça-pintada demonstraram similaridade ao padrão de uso como descrito pela literatura (Morato et. al.,2018; Alegre et. al., 2024) se aproximando das matas de galeria, áreas florestadas e fugindo de áreas alteradas (pastagens, agricultura e urbana) e com perturbação (rodovias, ferrovias, aeroportos).

Considerando o alto grau de conversão da vegetação nativa da área de estudo, o mapa de adequabilidade de habitat reforça a importância das áreas protegidas e das áreas de proteção permanentes (APP) como elementos que garantam áreas *core* e corredores.

Os cenários de corredores criados para conectar os maciços florestais necessariamente utilizam as APPs e os remanescentes de vegetação nas propriedades privadas como pontes de conexão. Todos os cenários para o estabelecimento do corredor dependem da integração entre os proprietários rurais e as medidas de conservação.

Nesse sentido o planejamento para a conservação da onça deverá considerar os conflitos existentes e futuros entre humanos e vida selvagem, e bem como as estratégias de coexistências identificadas no presente estudo, como por exemplo a necessidade de restauração de habitat para ampliar as áreas de passagem e conectividade, bem como a oferta de presas; o engajamento de atores locais no processo de monitoramento das onças; a implementação de práticas de manejo da pecuária (grande ou pequena escala) para prevenir ataques ao rebanho e retaliação humana.

Nessa perspectiva, a conservação da biodiversidade na porção central do Cerrado pode estar apoiada na conservação das onças-pintadas, seguindo o conceito dos 3 Cs de Soulé. Entretanto a relação humano-onça precisa ser tratada e por isso deve-se avançar no processo de planejamento da coexistência adicionando um quarto C à teoria.

E, dessa forma, estabelecer um arranjo de Desenvolvimento Territorial com Base Conservacionista (DTBC) priorizando ações nas áreas apontadas no presente estudo, onde indicamos as áreas de maior potencial de uso das onças como corredor entre o PNGSV e PNCV observando as medidas a serem implementadas para promover a coexistência ao longo desse território.

Como próximos passos é importante que sejam avaliados novos pontos de registro de onça, em especial nas áreas de vazios de dados, para que os modelos aqui desenvolvidos sejam aprimorados, gerando novos cenários de corredores, que provavelmente terão grande similaridade ao presente uma vez que o ambiente está bem fragmentado.

Ainda, sugere-se dar continuidade ao DTBC para a implantação desses corredores, mapeando as propriedades ao longo dos corredores do cenário E (figura 17) por ser aquele que conecta as três áreas core com o menor custo de área, os usos da terra em cada uma delas e identificando as medidas concretas a serem executadas, criando um plano

operacional executivo para a implantação dos corredores e um mecanismo de governança apto a acompanhar e apoiar de forma efetivas as medidas de conservação.

CAPÍTULO 3 – ESTRATÉGIAS INTEGRADAS PARA A CONSERVAÇÃO DA ARARINHA-AZUL (*CYANOPSITTA SPIXII*): DA VIABILIDADE POPULACIONAL À COEXISTÊNCIA HUMANO-ESPÉCIE E IMPLICAÇÕES PARA O DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL COM BASES CONSERVACIONISTAS.

O presente capítulo foi elaborado a partir de 3 artigos produzidos pelo autor: Vercillo et. al., 2023: Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii* (Wagler, 1832) population viability analysis (Bird Conservation International); Vercillo et. al., 2024: On the brink again: the critical role of annual releases in saving Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii* (Bird Conservation International); e Vercillo et. al., 2025: Coexistence and habitat restoration planning for the reintroduction of Spix's macaw (Conservation Biology).

Aqui é apresentado o estudo de caso relacionado a avaliação da viabilidade populacional do processo de reintrodução da ararinha-azul e a construção de arcabouço de ações para conciliar a reintrodução da espécie com o desenvolvimento local.

3.1. Introdução

A União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) atualmente classifica a ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*) como extinta na natureza (BirdLife International 2024). Essa espécie é endêmica do domínio da Caatinga brasileira, no estado da Bahia. A última ocorrência documentada foi registrada em outubro de 2000 (Juniper 2002). De acordo com Barros et al. (2012), a ararinha-azul foi alvo de caça ilegal e seu habitat foi degradado ao longo do tempo. Diversas instituições e o governo brasileiro têm desenvolvido medidas de manejo para expandir a população em cativeiro da espécie e aumentar sua diversidade genética (Lugarini et al. 2021).

Entre esses esforços, foi elaborado o Plano de Ação para a Conservação e o programa de cativeiro da ararinha-azul com o objetivo de promover a reintrodução da espécie em seu habitat natural (ICMBio, 2019). Adicionalmente, em 2018, foram estabelecidas duas Áreas Protegidas na área de ocorrência histórica da espécie, denominadas Refúgio de Vida Silvestre da Ararinha-Azul e a Área de Proteção Ambiental

da Ararinha-Azul. Essas áreas protegidas estão localizadas nos municípios de Juazeiro e Curaçá, na Bahia (Brasil, 2018; Lugarini et al. 2021; Vercillo et al. 2022).

Os extensos esforços de conservação culminaram no projeto de reintrodução da ararinha-azul em seu habitat natural: em junho de 2022, oito indivíduos da ararinha-azul foram reintroduzidos no local de ocorrência histórica do último espécime e mais doze aves foram soltas em dezembro do mesmo ano, pela organização não governamental alemã *Association for the Conservation of Threatened Parrots* - ACTP e pelo governo brasileiro (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio) (Purchase et al., 2024). A metodologia de soltura seguiu o tipo de soltura branda B (*soft release type B*) (White et al., 2021). Dois anos após a soltura, 11 aves foram perdidas, com mortes atribuídas à predação por aves de rapina e gatos selvagens ou ferais, eletrocussão e desaparecimentos. Apesar desses desafios, a natureza demonstrou resiliência, com cinco aves selvagens eclodindo em 2023 e 2024 eclodindo em vida livre, das quais duas conseguiram voar livremente (Vercillo et al., 2024)

Três fatores-chave são considerados essenciais no planejamento de ações de translocação de espécies (e devem ser considerados na reintrodução): a qualidade do habitat do local de soltura, o número de indivíduos soltos e a amplitude da área de soltura em relação à distribuição histórica da espécie (Wolf et al. 1998). Além disso, o sucesso de um projeto de reintrodução depende de fatores de extinção previamente conhecidos, da mitigação desses fatores e do estabelecimento dos riscos de extinção (IUCN/SSC 2013, Parlato e Armstrong 2018, Thévenin et al. 2018, Gomides et al. 2021). White et al. (2012) e IUCN/SSC (2013) sugerem que os fatores mais importantes de falha na reintrodução são: baixa qualidade do habitat, predação e disponibilidade limitada de alimentos.

O habitat da ararinha-azul sofre a décadas pelo uso insustentável da terra, particularmente o manejo pecuário, que degradaram a vegetação da Caatinga, e essa degradação tem sido exacerbada pelas mudanças climáticas (Silva, 2017; Silva, 2019). A conservação da ararinha-azul deve incluir a mitigação das ameaças e o restabelecimento de condições ecológicas propícias ao estabelecimento da população selvagem, incluindo adaptação assistida para abordar desafios iniciais, como risco de predação e deficiências de alimento e abrigo (IUCN/SSC, 2013; White Jr. et al., 2012; Carver, 2016). Essas ações

poderiam ajudar a conservar e restaurar o habitat da Caatinga em geral e promover um desenvolvimento socioambiental inclusivo e sustentável para apoiar as populações humanas vulneráveis que compartilham este habitat único (Purchase et al., 2024).

O processo de reintrodução pode estar apoiado em modelos de predição de viabilidade populacional que permitem aos conservacionistas e gestores de vida selvagem examinar minuciosamente os fatores demográficos, genéticos e ambientais que podem influenciar a persistência e o crescimento de uma população reintroduzida, otimizando, assim, as estratégias de manejo e mitigando os riscos associados a esses empreendimentos complexos. Esses modelos podem incorporar dados sobre taxas de natalidade e mortalidade, dispersão, estrutura etária, variabilidade ambiental, eventos estocásticos, como desastres naturais, e os efeitos da competição intra e interespecífica, auxiliando na identificação dos fatores que exercem maior influência sobre a dinâmica populacional e na avaliação da eficácia de diferentes intervenções de manejo (Seddon et al., 2007).

Ao integrar a análise de viabilidade populacional no planejamento de projetos de reintrodução, é possível determinar o tamanho mínimo da população fundadora necessário para garantir a viabilidade a longo prazo, bem como otimizar a seleção de indivíduos para a reintrodução, levando em consideração sua diversidade genética e adaptabilidade ao ambiente receptor. Além disso, essa ferramenta permite avaliar a capacidade de suporte do habitat receptor, identificando áreas prioritárias para a reintrodução e auxiliando na definição de estratégias de manejo do habitat que visem aumentar a disponibilidade de recursos e reduzir as ameaças (Hohenlohe et al., 2020).

A adoção de uma abordagem integrativa e *multi-stakeholder* revela-se crucial para a consecução de objetivos complexos e multifacetados, como o desenvolvimento sustentável e a gestão de recursos naturais (Jansen & Kalas, 2020). A complexidade inerente aos desafios contemporâneos exige a convergência de diferentes perspectivas, conhecimentos e experiências, o que só pode ser alcançado através do envolvimento ativo de todos os atores relevantes (Karakaya & Sriwannawit, 2015). A integração de diferentes áreas do conhecimento, como as ciências naturais, as ciências sociais e as

engenharias, permite uma compreensão mais holística dos problemas e a identificação de soluções mais eficazes (Saraiva et al., 2008).

Para enfrentar o desafio de promover a reintrodução da ararinha-azul, é preciso entender o contexto local para a construção de um processo de coexistência. A ocupação de Curaçá pelos indígenas Tapuia é registrada desde 1562. O município foi formalmente estabelecido em 1832 como Pambu e foi renomeado Curaçá em 1890. Historicamente, a economia local girava em torno da pecuária e da extração de madeira. Recentemente, a produção de frutas irrigadas foi estabelecida. A cidade abrange diversos distritos, e dados demográficos recentes do censo de 2022 indicam uma população de 34.180 indivíduos, com uma densidade de 5,74 habitantes por quilômetro quadrado (Lopes, 2000; Lopes Gonçalves, 2004; IBGE, 2024).

A Avaliação Socioeconômica de 2024 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística indica que Curaçá enfrenta desafios econômicos e educacionais significativos, evidenciados por seu baixo Produto Interno Bruto *per capita* de aproximadamente US\$ 2.000 em 2021, substancialmente abaixo da média nacional de cerca de US\$ 8.400 (IBGE, 2024). A região tem geração de riqueza limitada como resultado de uma baixa taxa de emprego de 6,96% em 2022 (média nacional de 47,8%) (IBGE, 2024). Além disso, 52% da população de Curaçá ganha menos da metade do salário mínimo *per capita*. Nacionalmente, 28,7% ganha menos da metade disso (IBGE, 2024). A taxa de matrícula escolar de 97,4% para crianças de 6 a 14 anos está ligeiramente abaixo da média nacional de 99,7% (IBGE, 2024). Os índices de desenvolvimento da educação básica para os anos iniciais (4,7) e finais (4,1) em Curaçá ficam aquém das médias nacionais de 5,9 e 4,9, respectivamente (IBGE, 2024).

Nesse contexto o projeto de reintrodução da ararinha-azul é executado. O presente estudo buscou contribuir com sua execução tendo como principais objetivos: (i) identificar a população mínima viável para a espécie; (ii) prever o tamanho populacional no qual a espécie pode se estabilizar no ambiente; (iii) avaliar a área necessária para suportar o crescimento populacional estimado; (iv) avaliar cenários para a reintrodução da espécie; (v) realizar uma avaliação socioeconômica da comunidade; e (vi) elaborar um

processo de planejamento para a coexistência humano-ararinha-azul reconhecendo explicitamente a natureza multifacetada da questão.

A abordagem difere dos métodos tradicionais de planejamento da conservação e gerenciamento de interações negativas, como conflitos entre humanos e vida selvagem, devido ao seu amplo propósito e à sua base para tomada de decisões. O processo é distinto porque prioriza a coexistência como seu objetivo, foca no pensamento sistêmico e enfatiza a mudança verificável (Marchini, 2021). Este arcabouço holístico e útil busca não apenas abordar conflitos imediatos, mas também fomentar relacionamentos sustentáveis de longo prazo entre humanos e vida selvagem por meio de estratégias mensuráveis e sistêmicas (Reed, 2019), com o objetivo de apoiar o projeto de reintrodução da ararinha-azul e promover a restauração da vegetação nativa.

3.2. Metodologia

a. Área de Estudo

O estudo foi realizado nas duas Áreas de Proteção da Ararinha-Azul no norte do estado da Bahia, Brasil, no município de Curaçá (9°9'55.44 S, 39°46'43.08" W SIRGAS 2000). O estudo foi autorizado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, órgão governamental responsável pela gestão das áreas protegidas (autorização SISBIO 85922-1/2022). Em nosso trabalho, cumprimos todos os requisitos do Instituto Chico Mendes e Comissão de Ética (CAAE: 74161923.7.0000.5540), incluindo a obtenção de autorização prévia para acesso às comunidades e a assinatura de termos de consentimento livre, prévio e informado dos participantes.

b. Análise de Viabilidade Populacional

A "Análise de Viabilidade Populacional" (PVA) foi aplicada para compreender a dinâmica e a persistência da população reintroduzida (Boyce 1992). A PVA pode prever a probabilidade de extinção de populações através da criação de modelos que utilizam dados de história de vida (dados biológicos, ambientais e genéticos) da espécie-alvo e suas características ecológicas para simular diferentes cenários (Boyce 1992, Brito 2009). No presente estudo, o software VORTEX (Lacy e Pollak 2014) foi utilizado para gerar esses

modelos de PVA. Para adicionar uma variável espacial a esta análise, foi usado o software RangeShiftR. Este permite a visualização espacial explícita de habitats sobre o espaço geográfico; para heterogeneidade espacial dentro de cada *patch*; e onde as dinâmicas populacionais podem ser distintas dependendo da qualidade de cada habitat (Malchow et al. 2021).

i. VORTEX

O software VORTEX (Lacy e Pollak 2014), versão 10.5, foi o programa escolhido para gerar esses modelos de PVA, que se baseia no método de amostragem aleatória (método de Monte Carlo). Este software é amplamente utilizado por vários projetos de conservação e focado em diferentes espécies (Jaric et al. 2010, Campos et al. 2012, Lacy e Breininger 2021, Zilko et al. 2021). No presente estudo, utilizamos o modelo de simulação baseado em indivíduos, conforme recomendado por Giacomini (2007) para avaliar populações com poucos indivíduos.

O conhecimento disponível sobre a ararinha-azul é derivado principalmente de estudos em cativeiro (Marcuk et al. 2020). Portanto, os dados utilizados para criar os modelos foram obtidos por meio de consultas bibliográficas em relatórios de monitoramento do programa de cativeiro da ararinha-azul e do Plano de Ação Nacional para a Conservação da ararinha-azul. Além disso, devido à falta de informação, utilizamos dados de espécies relacionadas com semelhanças ecológicas à espécie focal, como a arara-maracanã (*Primolius maracana*, Barros et al. 2012). Informações adicionais foram disponibilizadas pela Association for the Conservation of Threatened Parrots, que trabalha diretamente com a ararinha-azul (Marcuk et al. 2020).

A análise foi realizada em seis etapas: (i) desenvolvemos cenários nos quais apenas os valores da população inicial foram alterados, para verificar a população mínima viável (PMV) da espécie; (ii) criamos um cenário base, a partir da PMV, no qual assumimos que a população não é afetada por nenhum fator externo, sendo considerada uma população "ideal"; (iii) simulamos cenários alterando o valor de parâmetros para realizar a análise de sensibilidade, identificando quais parâmetros podem afetar o resultado da simulação; (iv) modelamos diferentes mudanças que podem ocorrer na paisagem, como diminuição ou aumento de habitat; (v) estimamos os impactos de

catástrofes e ameaças externas, como caça e tráfico; (vi) finalmente, simulamos o efeito da introdução de indivíduos do cativeiro na população. Os dados utilizados na construção dos cenários no VORTEX são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Valores de entrada e parâmetros utilizados na criação do modelo populacional da ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*).

| PARÂMETRO | VALOR |
|---|--|
| Número de repetições | 500 ³ |
| Número de anos | 100 ³ |
| Número de populações | 1 |
| Concordância da variação ambiental na reprodução e sobrevivência | sim ¹ |
| Expectativa de vida | 30 |
| Depressão por consanguinidade | sim |
| Equivalente letal | 6.29 |
| Sistema de acasalamento | monogâmico |
| Primeira idade de reprodução das fêmeas | 4 anos |
| Primeira idade de reprodução dos machos | 3 anos |
| Idade máxima de reprodução | 25 anos |
| Número de ninhadas por ano | 1 |
| Número de filhotes por ninhada | 3 |
| Razão sexual (em % de machos) | 40% ¹ |
| Reprodução dependente da densidade | sim ¹ |
| Taxa de reprodução das fêmeas em baixa densidade - P(0) | 45 ¹ |
| Taxa de reprodução das fêmeas perto da capacidade de carga - P(K) | 35 ¹ |
| Parâmetro do alelo | 0 ¹ |
| Parâmetro de inclinação | 2 ¹ |
| Taxa de reprodução das fêmeas | $=(45-((45-25)*((N/K)^2)))* (N/(1+N))^a$ |
| Variação ambiental na taxa de reprodução | 5% ¹ |
| % Machos adultos reprodutivos | 80% ¹ |
| Distribuição média de filhotes por ninhada | 2.3 ² |
| Desvio padrão da distribuição de filhotes por ninhada | 2.1 ² |
| Mortalidade no primeiro ano - 0 a 1 (M e F, juvenil) | 50% ¹ |
| Mortalidade na idade de 1 a 2 anos (M e F, subadulto) | 25% ¹ |
| Mortalidade anual após 2 anos (F e M, adultos) | 10% ¹ |
| Mortalidade anual após 3 anos (M, adulto) | 5% ¹ |
| Variação ambiental na mortalidade | 10% ¹ |
| Capacidade de carga (K) | 870 indivíduos |

Publicado em Vercillo, et al. 2023 (¹Fonte dos autores 2022. ²Com base no relatório de monitoramento do programa de cativeiro da ararinha-de-spix de 2020. ³De acordo com Lacy et al. 2021. ^aFórmula gerada pelo VORTEX a partir da inclusão de dados de reprodução dependentes da densidade)

ii. Densidade Populacional

A densidade populacional da ararinha-azul foi estimada a partir da densidade de outros psitacídeos encontrados na área de soltura: *Primolius maracana* (0,009 indivíduos/ha, peso = 256 g), *Thectocercus acuticaudatus* (0,009 indivíduos/ha, peso = 171 g), *Eupsittula cactorum* (0,013 indivíduos/ha, peso = 70 g) e *Amazona aestiva* (0,008 indivíduos/ha, peso = 451 g) (Silva 2016). Essas estimativas foram realizadas utilizando transectos lineares (Silva 2016), modelados no programa DISTANCE. Como a densidade populacional de vertebrados geralmente se escala alometricamente com a massa corporal (Silva e Downing 1995), uma regressão não linear exponencial negativa foi ajustada para então prever a densidade esperada para a ararinha-azul, considerando uma massa corporal de 300 g (Barros et al. 2012).

iii. Capacidade de Suporte (K)

A capacidade de suporte foi calculada com base no tamanho das áreas protegidas da ararinha-azul (Brasil 2018). Essa densidade foi ajustada considerando os registros do último macho de vida livre e a seleção de habitat, com base na área utilizada pelas aves após a soltura, fornecida pela equipe de monitoramento do ICMBio. Além disso, também consideramos o resultado da análise espacial realizada no RangeShiftR.

iv. População Mínima Viável (PMV) e Tamanho da População Inicial

Para verificar a PMV, foram realizadas simulações nas quais o único valor alterado entre os cenários foi o tamanho da população inicial (N). Os cenários tinham N variando entre 15, 20, 50, 100 e 200 indivíduos. Analisamos qual cenário populacional apresentava a menor probabilidade de extinção, bem como o cenário que apresentava o menor número de indivíduos, sendo este o tamanho mínimo necessário para que a população persista. A PMV resultante foi utilizada na construção do cenário de linha de base. Neste cenário, assumimos que a população não é afetada por nenhum fator externo, resultando em uma população ideal.

v. Análise de Sensibilidade

Esta análise busca identificar quais parâmetros de entrada são sensíveis, ou seja, quais podem alterar a dinâmica populacional e, conseqüentemente, os resultados das simulações (Pe'er et al. 2013). É utilizada principalmente ao trabalhar com espécies sobre as quais poucos dados estão disponíveis. Assim, testamos o efeito da alteração de parâmetros específicos, conforme descrito na Tabela 8.

Tabela 8 - Parâmetros e valores utilizados na análise de sensibilidade.

| Parâmetro | valor base | valor mínimo | valor máximo |
|--|------------|--------------|--------------|
| Primeira idade de reprodução das fêmeas (anos) | 4 | 3 | 5 |
| Primeira idade de reprodução dos machos (anos) | 3 | 2 | 4 |
| Idade reprodutiva máxima (anos) | 25 | 20 | 30 |
| Taxa de mortalidade no primeiro ano - 0 a 1 (M e F, juvenil) | 50% | 40% | 60% |
| Mortalidade na idade de 1 a 2 anos (M e F, subadulto) | 25% | 20% | 30% |
| Mortalidade anual após 2 anos (F e M adultos) | 10% | 5% | 15% |
| Mortalidade anual após 3 anos (M adulto) | 5% | 2% | 10% |

vi. Ameaças: Catástrofes, Remoções e Perda de Habitat

Catástrofes são eventos extremos que podem impactar diversas espécies. Modelamos o efeito de dois tipos de catástrofes na população: doenças e seca severa. Psitacíformes são propensos a doenças como o *bornavirus* aviário, que afeta o sistema nervoso central e está associado ao desenvolvimento da incurável Doença da Dilatação Proventricular (Staheli et al. 2010). Secas podem afetar diretamente as populações locais ao prejudicar a disponibilidade de recursos como água e alimento. Também abordamos a existência de endogamia, uma vez que os indivíduos estudados são aparentados entre si, o que aumenta os casos de infertilidade e falha na eclosão (Barros et al. 2012).

Para avaliar o impacto de desastres, o VORTEX permite que os pesquisadores especifiquem a chance de ocorrência desses eventos e o impacto que terão na

reprodução e sobrevivência dos indivíduos (Tabela 9). O programa infere que a severidade é uma proporção dos valores registrados em anos sem catástrofes (Lacy et al. 2021).

Tabela 9 - Tipos de desastres e seus valores de impacto conforme os padrões do software VORTEX.

| Parâmetro | Valor |
|----------------------------|----------------------|
| Tipos de desastres | 2 |
| Desastre | doenças ¹ |
| Frequência | 2.50% ¹ |
| Gravidade reprodutiva | 0.75 ¹ |
| Gravidade na sobrevivência | 0.8 ¹ |
| Desastre | secas ² |
| Frequência | 6.66% ² |
| Gravidade reprodutiva | 0.8 ² |
| Gravidade na sobrevivência | 0.95 ² |

Publicado em Vercillo, et al. 2023 (¹Fonte dos autores 2022. ²Baseado em Campos et al. 2012)

A ararinha-azul está sujeita à predação (White et al. 2012, 2014, 2021), caça e extração para o comércio ilegal (Barros et al. 2012). Os efeitos dessas remoções foram avaliados pelo VORTEX, considerando a retirada anual de cinco indivíduos, independentemente de diferenças intersexuais, ao longo de um período simulado de 100 anos.

A perda de habitat tem sido uma das razões recorrentes para a extinção da espécie na natureza (Barros et al. 2012, Gomides et al. 2021). Preocupados com isso, simulamos a redução e o aumento de K (capacidade de suporte), verificando a influência desse parâmetro na persistência da população. A influência do tamanho do habitat na capacidade de suporte foi verificada simulando três cenários: (i) com um decréscimo anual de 5% em K por 10 anos; (ii) um decréscimo anual de 10% em K por 10 anos; e (iii) um aumento anual de 10% em K por 10 anos.

vii. Suplementação de Indivíduos

O projeto de reintrodução da ararinha-azul visa liberar anualmente indivíduos adicionais da população em cativeiro. Para testar a necessidade dessa ação, incluímos nos modelos que 10 a 30 indivíduos seriam suplementados anualmente na população. Simulamos que a suplementação ocorreria por 10, 20 e 30 anos.

Posteriormente, em 2024, novos cenários foram testados:

- Cenário Base: 20 aves, sem ameaças externas.
- Cenário 2: 20 aves, com ameaças externas (catástrofes, predação, caça ilegal — perda de 5 aves por ano), sem suplementação.
- Cenário 3: 20 aves, com ameaças externas, 20 aves suplementadas anualmente por 20 anos.
- Cenário 4: 11 aves, com ameaças externas, soltura única de 10 aves.
- Cenário 5: 11 aves, com ameaças externas, 10 aves suplementadas anualmente.
- Cenário 6: 11 aves, com ameaças externas, sem solturas suplementares.

viii. RangeShiftR (Avaliação Espacial)

Para análises explicitamente espaciais, utilizamos a plataforma RangeShiftR, disponível na linguagem de programação R (Malchow et al. 2021). Usamos os mesmos parâmetros aplicados nas simulações realizadas com o software VORTEX (seção 2.1).

As bases geográficas utilizadas foram fornecidas pelo Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental (Nema) da Universidade Federal do Vale do São Francisco (Univasf). Elas incluíam 33 classes que consideravam o porte vegetacional da caatinga e os tipos de formação geológica. Para esta modelagem, agregamos essas classes em quatro categorias focadas nos portes vegetacionais da caatinga: (1) aberta esparsa, (2) lenhosa aberta, (3) arbustiva densa e (4) arbórea. Um mapa de restauração, preparado pelo mesmo Nema, também foi utilizado, indicando os locais e alvos de áreas arbustivas e arbóreas a serem restauradas.

Para a emigração, assumiu-se que ocorrem diferenças entre os sexos (onde os machos são mais propensos a emigrar), as idades (onde a emigração ocorre apenas no ano pré-reprodutivo e no primeiro ano reprodutivo), e que há uma forte dependência da densidade na emigração. As probabilidades de emigração seguem a Tabela 10, na qual são observadas a idade de dispersão pré-reprodutiva e a maior propensão de dispersão

dos machos. Uma forte densidade-dependência na emigração foi assumida porque este foi um evento de soltura em uma paisagem com extinção local.

Tabela 10 - Probabilidades de emigração assumidas por idade e entre gêneros.

| Idade | Probabilidade de emigração | |
|------------------|----------------------------|-------|
| | Fêmea | Macho |
| Ano 1 | 0.4 | 0.6 |
| Ano 2 | 0.1 | 0.3 |
| Ano 3 | 0.0 | 0.0 |
| Do 4º ao 30º ano | 0.0 | 0.0 |

Utilizamos as localizações pós-soltura de 10 indivíduos (oito ararinhas-azuis e duas araras-maracanã), bem como as localizações da última ararinha-azul registrada na natureza, para acessar a área utilizada, a probabilidade de dispersão e a seleção de habitat desses indivíduos. As localizações de cada indivíduo foram estimadas por triangulação dos azimutes obtidos por radiotelemetria.

Após a projeção das localizações, a área utilizada por cada indivíduo foi estimada usando o método do polígono convexo mínimo, considerando 95% das localizações (MCP95%) (Worton 1989). A utilização de apenas 95% das localizações mostrou-se conservadora, uma vez que poucas localizações foram observadas e as localizações foram estimadas utilizando apenas dois azimutes, o que gera grandes erros de triangulação não contabilizados. O método *Mean Square Shift* (MSD) também foi utilizado para acessar o padrão de dispersão das aves em relação ao ponto de soltura (Bastille-Rousseau et al. 2016, Oliveira-Santos et al. 2021). Finalmente, uma Função de Seleção de Recursos (RSF) de segunda ordem foi usada para acessar a seleção de habitat dos indivíduos (Johnson 1980, Oliveira-Santos et al. 2021).

Dois mapas contínuos foram criados caracterizando os habitats que hipoteticamente seriam preferidos pela espécie: um mapa de áreas de drenagem (ou seja, rios) e um mapa de áreas com vegetação arbustiva e arbórea. Para caracterizar a disponibilidade de habitat na paisagem, uma única área MCP100% contendo todas as

localizações individuais foi estimada, e então 100 localizações foram sorteadas aleatoriamente para cada indivíduo para representar a disponibilidade de habitat na área de soltura.

A distância de cada localização aleatória à vegetação arbustiva-arbórea e drenagem mais próximas foi medida. Essas localizações disponíveis foram codificadas como 0s. Em seguida, o habitat utilizado também foi medido, calculando-se a distância de cada localização observada de um indivíduo à vegetação arbustiva-lenhosa e área de drenagem mais próximas. As localizações observadas (utilizadas) pelas aves foram codificadas como 1s. Este sistema de habitats utilizados (1s) e disponíveis (0s) poderia ser resolvido por meio de uma regressão logística condicional (RCL); onde o modelo é condicionado para cada indivíduo, considerando assim a heterogeneidade individual. A solução desta RCL permitiu então a estimativa da seleção de áreas utilizadas com base nas preferências por áreas com diferentes distâncias à vegetação arbustiva e locais de drenagem. Com base na preferência de habitat e densidade específica, calculamos que a vegetação ripária é necessária para a ararinha-azul ao longo dos anos.

c. Planejamento para Coexistência

i. Levantamento Socioeconômico e Análises de Dados

Conduzimos entrevistas estruturadas de 2022 a 2023 com proprietários ou ocupantes de propriedades nas áreas protegidas da ararinha-azul. Os entrevistadores visitaram todas as residências ocupadas na área de estudo. Utilizamos o Kobotoolbox (2024) para facilitar a coleta e organização dos dados, e todos os dados foram anonimizados e agregados antes das análises. Todas as entrevistas foram realizadas pela presencialmente pela mesma equipe de entrevistadores que possuía amplo conhecimento da comunidade local. As entrevistas foram conduzidas em português com um questionário padrão. Uma pessoa foi entrevistada por propriedade, sem a presença de outros, para garantir a independência dos dados relatados e evitar interferências. As perguntas da entrevista estão no Apêndice S1. A equipe foi contratada junto ao Instituto Mata Branca pela empresa Blue Sky Caatinga, sob coordenação do autor.

As variáveis que caracterizam a população foram sumarizadas por grupo. Foram coletadas informações sobre o proprietário, a propriedade, os usos econômicos da terra,

bens materiais, características do domicílio e a percepção sobre o projeto de conservação da arara e as principais questões ambientais. A análise de cluster foi conduzida usando variáveis binárias que representam os principais usos econômicos da terra e bens pessoais.

Para as análises estatísticas, utilizamos o Statistical Package for Social Sciences (SPSS, 2008). Empregamos uma análise de cluster para identificar grupos distintos dentro da comunidade. Utilizamos um modelo hierárquico de distância de Jaccard para variáveis binárias, o que permitiu a divisão de uma população heterogênea em subgrupos mais homogêneos com base em similaridades entre os elementos. Essa abordagem facilitou a segmentação de dados e a identificação de grupos com características compartilhadas, como padrões de uso da terra e posse de recursos, e assim aprimorou a compreensão das dinâmicas da comunidade (Jain et al., 1999; Doni, 2004).

ii. Teoria da Mudança

Em fevereiro de 2024, foi realizado um workshop de coexistência com *stakeholders* locais, que seguiu o método desenvolvido por Marchini et al. (2021). Nele, 30 *stakeholders* locais de diversas origens — incluindo representantes da comunidade, sindicatos de agricultores, ONGs, instituições governamentais, pesquisadores e a empresa de reflorestamento BlueSky — elaboraram um arcabouço conceitual para examinar a dinâmica entre as comunidades humanas e o projeto de reintrodução da Ararinha-Azul.

O foco principal foi catalogar as interações diretas e indiretas associadas à Ararinha-Azul e aos esforços de recuperação do habitat. Durante o workshop, o grupo de participantes identificou e classificou dez grandes interações entre humanos e a Ararinha-Azul, avaliando seus impactos como positivos ou negativos tanto para os humanos quanto para as aves. Como resultado, foram desenvolvidos uma teoria da mudança, um plano de ação e uma matriz de monitoramento para acompanhar o progresso.

3.3. Resultados

a. Análise de Viabilidade Populacional

Assumimos que uma população é viável, ou seja, tem a capacidade de persistir por um determinado tempo, quando apresenta uma probabilidade de extinção inferior a 5%.

Com base nisso, analisamos os cenários modelados, testando as variáveis discutidas na seção anterior.

i. Densidade Populacional

Utilizando o modelo ajustado, foi possível fazer uma previsão para um psitacídeo de 300g, projetando uma densidade geral de 0,009 indivíduos/ha para um psitacídeo do porte da ararinha-azul (Figura 18), com um bom ajuste do modelo exponencial negativo na relação alométrica de densidade (modelo Densidade $\sim 0.013 * \text{massa}^{0.0013}$; $R^2 = 0,72$).

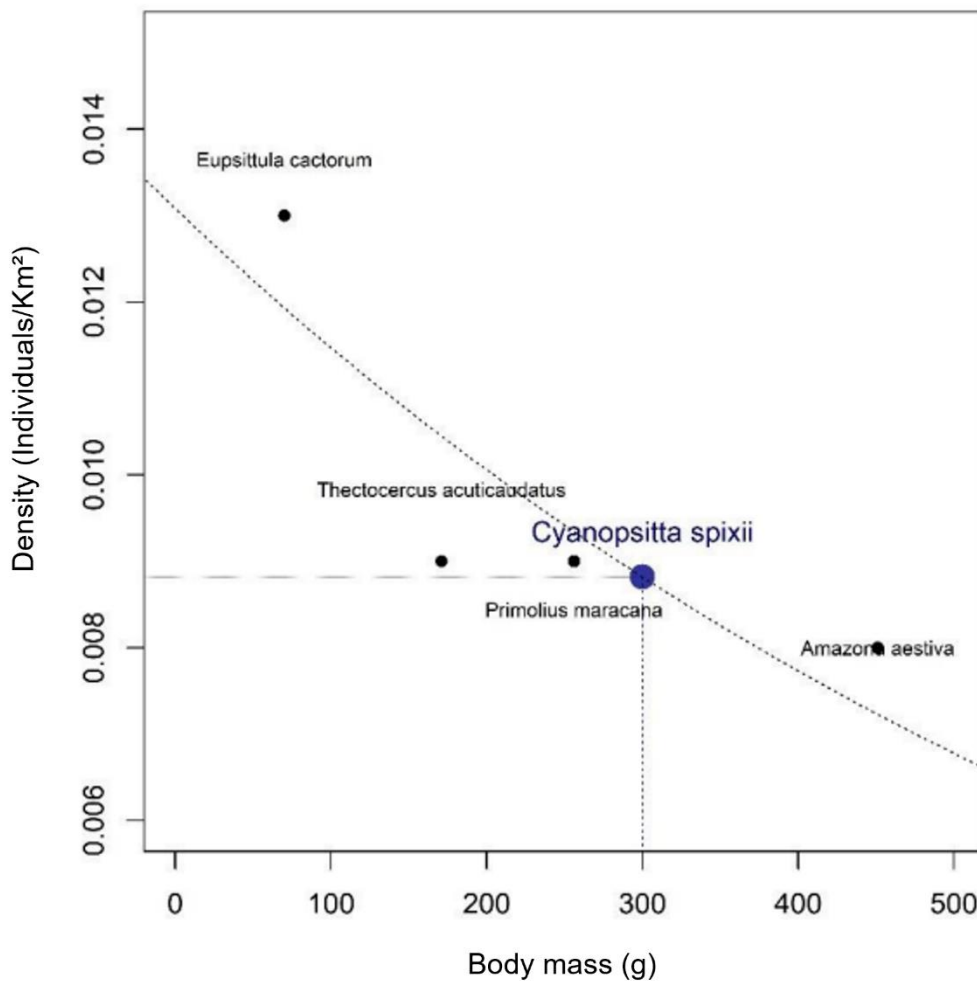


Figura 18 - Escala exponencial negativa não linear entre as estimativas de densidade e a massa corporal de Psittaciformes nativos da região, com previsão de densidade esperada para a ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*). Os pontos em preto indicam as espécies com estimativas de densidade, a linha tracejada preta indica o modelo não linear ajustado (densidade $\sim \beta_1 * \text{massa}^{\beta_2}$; $\beta_1 = 0,013$, $\beta_2 =$

0,0013), e o ponto azul indica o valor esperado para *Cyanopsitta spixii* (peso estimado de 300 g).

ii. Uso do Solo, Cobertura da Terra e Capacidade de Suporte (K)

Uma média de 33 (1-50) localizações por indivíduo foi obtida, onde os indivíduos recentemente soltos tiveram uma área de uso média de 143 ha (51-209 ha); o que corresponde a uma pequena porção da área utilizada pela última ararinha-azul monitorada na natureza (2.800 ha) (Figura 19a). No geral, as aves mostraram-se extremamente coesas no período pós-soltura, apresentando áreas de movimento sobrepostas (Figura 19b). De acordo com o DMQ, as aves também parecem estar ancoradas em movimentos diários que variam de 100 a 1000 m do local de soltura, e às vezes atingindo quase 10 km de distância (Figura 19c). Além disso, ao resolver o RCL, foi encontrada uma forte seleção por áreas próximas a habitats arbustivo-arbóreos ($\beta = -0,001$, $p < 0,05$) e áreas de drenagem ($\beta = -0,003$, $p < 0,05$). Portanto, indivíduos não acasalados ajustaram suas áreas de uso preferencialmente para locais próximos a matas ciliares, com probabilidade muito baixa de ocupar áreas com distâncias superiores a 1 km tanto de áreas arbóreas quanto de córregos simultaneamente (Figura 19d).

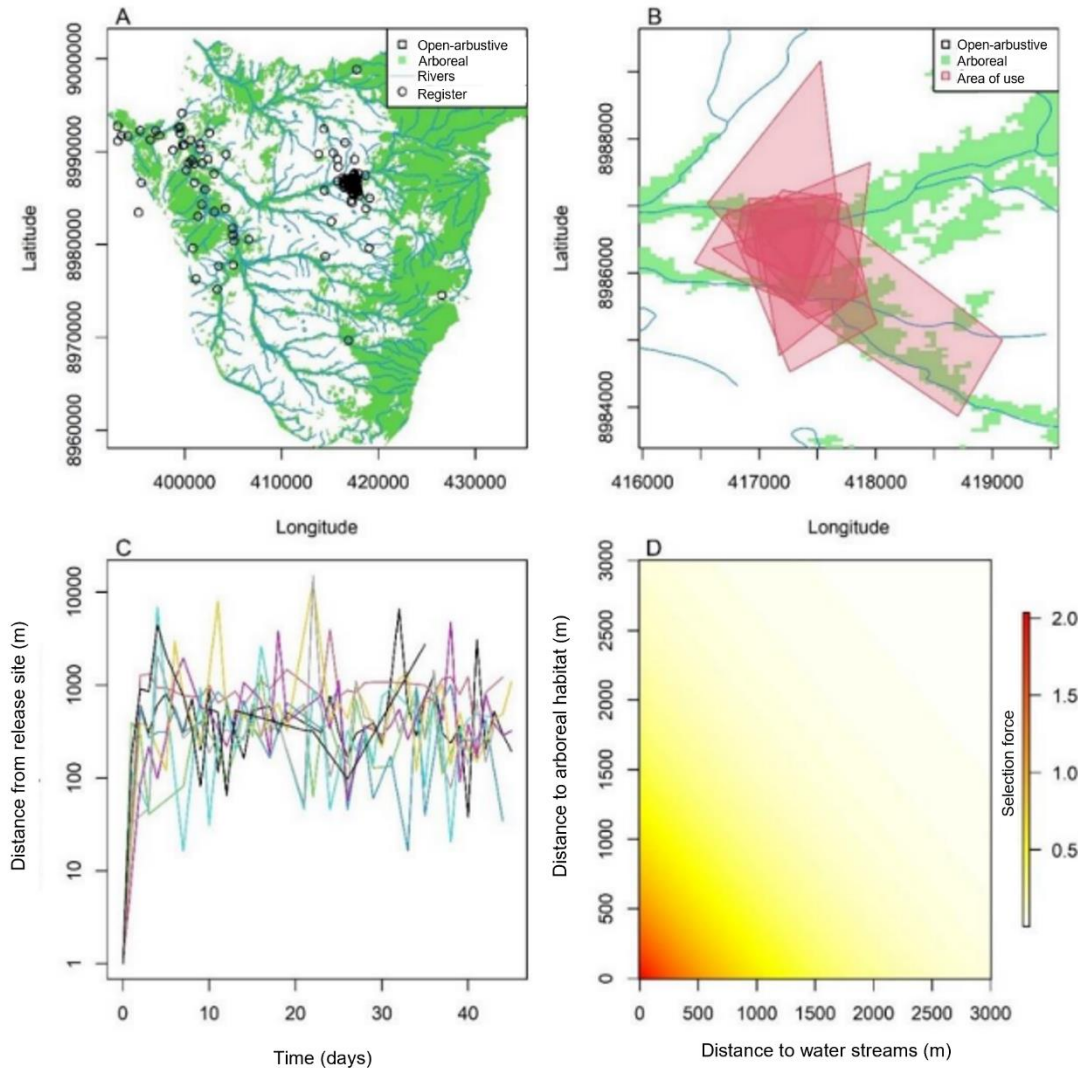


Figura 19 - (A) Distribuição das localizações dos indivíduos reintroduzidos. Note que as localizações à esquerda do mapa correspondem à última ararinha-azul nativa monitorada. (B) Polígonos MCP 95% representando a área utilizada pelos indivíduos após a soltura. (C) Curvas observadas pelo método *Mean Squared Shift* em relação ao ponto de soltura. (D) Seleção de habitat de segunda ordem estimada para verificar as preferências de habitat para a alocação de áreas utilizadas.

Informações sobre densidade projetada, área utilizada pelas aves após a soltura e a seleção de habitat da última ararinha-azul monitorada na natureza foram usadas para definir a capacidade de suporte por habitat. Assumiu-se então uma estimativa de densidade geral de 0,009 indivíduos/ha, que precisaria ser ajustada para cada habitat. A razão de seleção de habitat (uso/disponível) para a última ararinha-azul indicou que o habitat arbóreo foi usado cerca de cinco vezes mais do que disponível; o habitat arbustivo

foi usado em uma razão de 0,5 em relação ao disponível; o habitat lenhoso aberto foi usado em uma razão de 0,1 em relação ao disponível; e o habitat aberto nunca foi usado.

Portanto, usamos essas razões de seleção para multiplicar a densidade geral, e assim ajustar as densidades por tipo de habitat: esparsa aberta = 0 (nenhum habitat), lenhosa aberta = 0,0009 indivíduos/ha, arbustiva densa = 0,0044 indivíduos/ha, e arbórea = 0,044 indivíduos/ha. Para verificar a viabilidade desses valores, constatamos que a área utilizada pelos 10 indivíduos soltos, que parecem ser coesos (utilizando áreas sobrepostas) e cobrem cerca de 356 ha, geraria uma densidade local atual de 0,028 indivíduos/ha (10 indivíduos/356 ha). Note que o local de soltura está situado em uma área com predominância de habitats favoráveis, ou seja, grande cobertura de vegetação arbustiva e arbórea à beira-rio. Ao projetar a abundância geral da paisagem (K) ponderando a disponibilidade de habitat (ou seja, a capacidade de suporte do mapa modelado), espera-se que até 870 indivíduos possam ser sustentados na região (área total ~189.000 ha) (Figura 20). Esse valor seria cinco vezes maior se considerarmos o mapa com todas as regiões restauradas (K = 4.500 indivíduos).

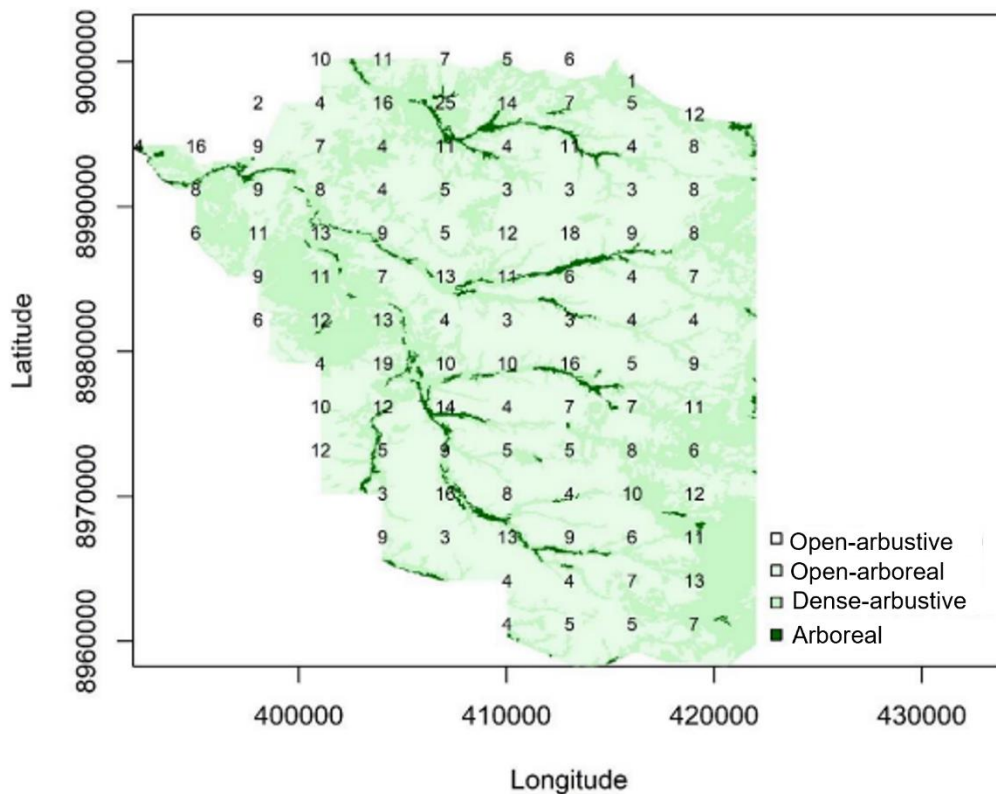


Figura 20 - Capacidade de suporte estimada por *patch* e ambiente para guiar futuras solturas em novos locais. A soma totaliza a capacidade de suporte esperada para toda a paisagem (K=870 indivíduos de ararinhas-azuis).

iii. População Mínima Viável (PMV) e Cenário Base

Os resultados indicam que uma população inicial de 20 indivíduos possui uma probabilidade de extinção inferior a 1% (0,004) dentro de 100 anos. Portanto, este foi o tamanho mínimo viável de indivíduos considerado necessário para ter uma população estável. Assim, 20 indivíduos foram adotados como o tamanho da população inicial em todos os cenários modelados subsequentemente. Adotamos este modelo como o cenário base (Figura 21).

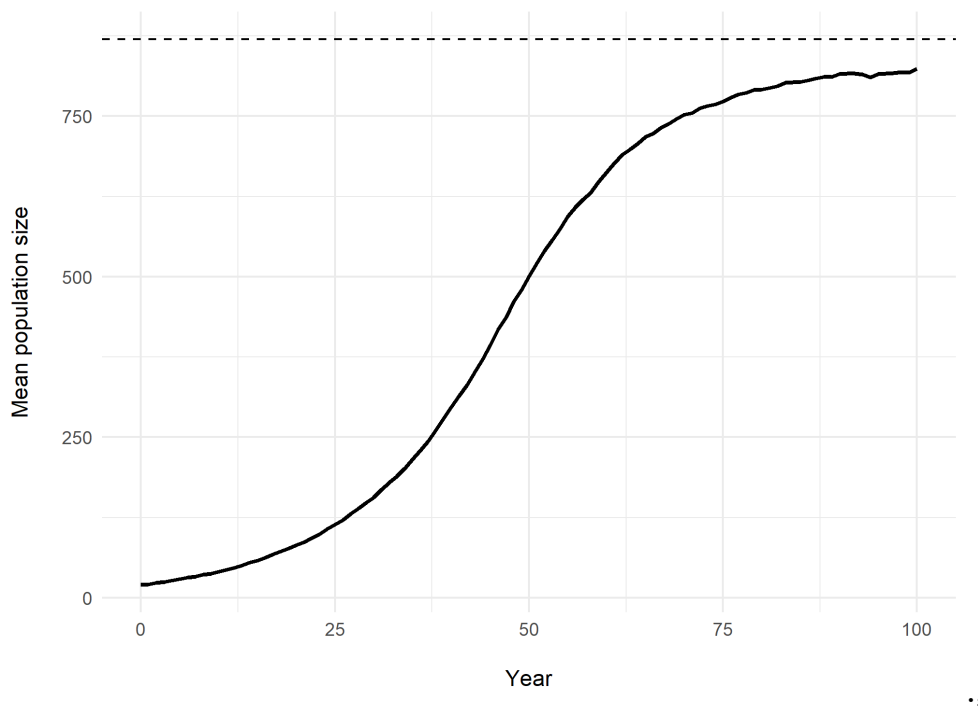


Figura 21 - Tamanho populacional médio obtido das simulações do cenário base. A linha tracejada representa a capacidade de suporte estimada de 870 e a linha contínua, a projeção de crescimento populacional.

De acordo com os resultados do VORTEX (Tabela 11), o tamanho populacional médio para o cenário base ao final de 100 anos foi de 824,29 (desvio padrão, DP = 124,22). A taxa de crescimento determinada, que não considera flutuações estocásticas, depressão por endogamia e imigração/emigração, foi de 0,1076, representando uma taxa de crescimento potencial de cerca de 11% ao ano. A taxa de crescimento estocástica média foi de 0,0542 quando eventos aleatórios ocorrem.

Tabela 11 - Resultados da identificação da população mínima viável da ararinha-azul na área de interesse.

| SCENARIO | RDET ⁽¹⁾ | RSTOCH ⁽²⁾ | PE ⁽³⁾ | NALL ⁽⁴⁾ | GD ⁽⁵⁾ |
|--------------------------|---------------------|-----------------------|-------------------|---------------------|--------------------|
| Ni15 | 0.1258 | 0.0504 (0.865) | 0.0500 | 729.02 (272.31) | 0.8888 (0.0601) |
| Ni20 (<i>baseline</i>) | 0.1076 | 0.0542 (0.0935) | 0.0040 | 824.29 (124.22) | 0.9176 (0.0541) |
| Ni50 | 0.1206 | 0.0631 (0.0787) | 0 | 852.65 (38.46) | 0.9659 (0.0074) |
| Ni100 | 0.1019 | 0.0644 (0.0778) | 0 | 864.63 (37.82) | 0.9786 (0.0034) |
| Ni200 | -0.0546 | 0.0555 (0.0882) | 0 | 846.71 (44.96) | 0.9808 (0.0028) |

(1) **Rdet** = Taxa de crescimento determinada. (2) **Rstoch** = Taxa de crescimento estocástica. (3) **PE** = Probabilidade de extinção. (4) **Nall** = Tamanho populacional médio. (5) **GD** = Diversidade genética. O desvio padrão das variáveis é dado entre parênteses.

iv. Análise de Sensibilidade

A análise de sensibilidade explorou as incertezas dos parâmetros, indicando quais dados podem precisar de mais pesquisa. Os parâmetros mais sensíveis do modelo foram a mortalidade de filhotes (de 0 a 1 ano de idade) e a mortalidade de machos a partir dos 3 anos de idade (Figura 22).

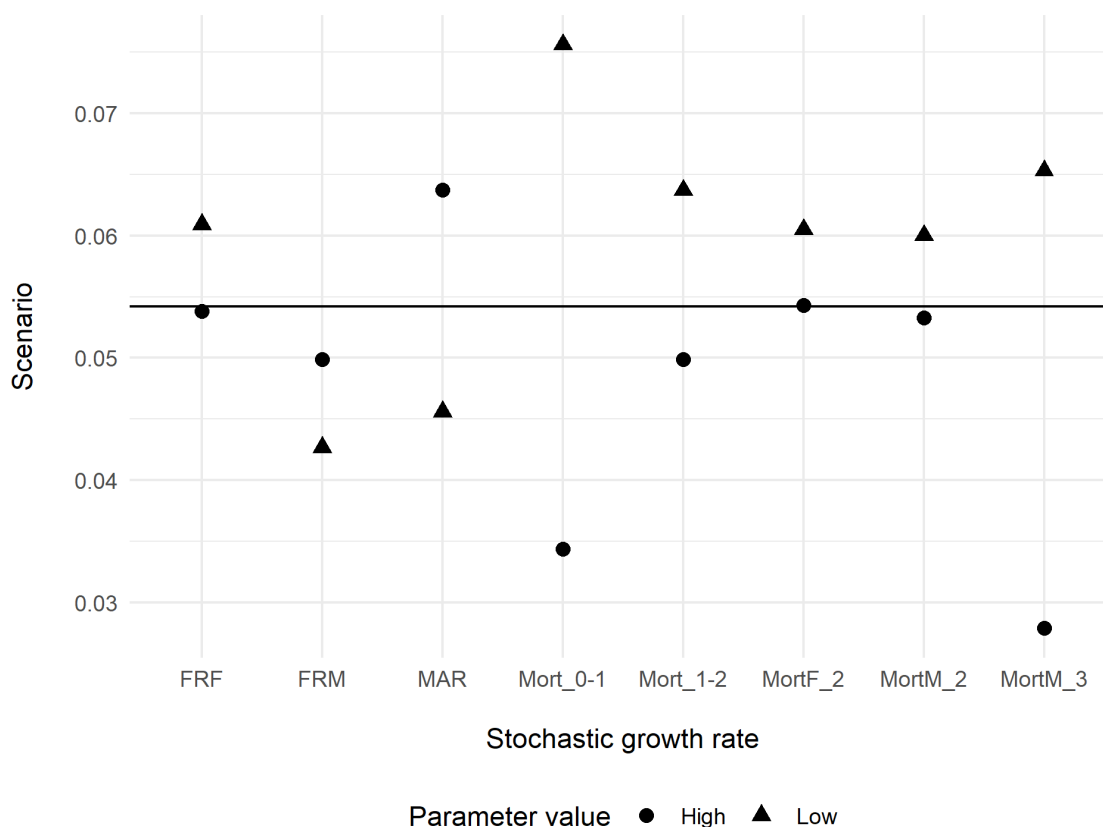


Figura 22 - Parâmetros utilizados na análise de sensibilidade e os valores mínimos e máximos comparando a taxa de crescimento estocástico entre eles. A linha horizontal em 5% representa o Rstoch do caso base. MAR = idade máxima para reprodução, FRF = primeira idade reprodutiva para fêmeas, FRM = primeira idade reprodutiva para machos, Mort_0-1 = mortalidade no primeiro ano - 0 a 1 (M e F, juvenil), Mort_1-2= mortalidade entre 1 e 2 anos (M e F, subadulto), MortM_2= mortalidade após os 2 anos para machos, MortF_2= mortalidade após os 2 anos para fêmeas, MortM_3= mortalidade após os 3 anos (M, adulto).

v. Ameaças

A presença exclusiva de catástrofes no cenário base não se mostrou uma grande ameaça à persistência da população. Nesse cenário, a probabilidade de extinção da espécie foi de 3%, o que ainda indica uma população viável (Tabela 12, cenário a). No entanto, resultou em uma redução de cerca de 13% no tamanho da população (Figura 23).

Tabela 12 - Efeitos de catástrofes, ameaças e suplementação na população simulada.

| SCENARIO | RDET ⁽¹⁾ | RSTOC H ⁽²⁾ | PE ⁽³⁾ | NALL ⁽⁴⁾ | GD ⁽⁵⁾ | AE ⁽⁶⁾ |
|------------------------|---------------------|---------------------------|-------------------|---------------------|--------------------|-------------------|
| a) Somente catástrofes | 0.1151 | 0.0454 (0.0918) | 0.034 | 714.33 (263.27) | 0.9048 (0.0513) | ~100 years |

| | | | | | | |
|--|--------|---------------------|-------|-------------------|--------------------|-----------|
| b) Com catástrofes e remoção anual de 5 indivíduos | 0.1151 | -0.0539 (0.1224) | 1.00 | 0 | 0 | 0 |
| c) Com suplementação de 20 indivíduos por 10 anos na presença de catástrofes e remoção de 5 indivíduos por ano | 0.1151 | 0.0936 (0.1156) | 0 | 848.19 (42.14) | 0.982 (0.0025) | ~40 years |
| d) Com suplementação de 20 indivíduos por 20 anos na presença de catástrofes e remoção de 5 indivíduos por ano | 0.1151 | 0.0982 (0.1161) | 0 | 849.05 (46.26) | 0.9854 (0.0015) | ~30 years |
| e) Com suplementação de 30 indivíduos por 5 anos na presença de desastres e remoção de 5 indivíduos por ano | 0.1151 | 0.0918 (0.1303) | 0.006 | 848.4 (50.07) | 0.9797 (0.0034) | ~45 years |
| f) Com suplementação de 30 indivíduos por 10 anos, na presença de desastres e remoção de 5 indivíduos por ano | 0.1151 | 0.0986 (0.1303) | 0 | 847.54 (48.39) | 0.9844 (0.0018) | ~30 years |

(1) **Rdet** = Taxa de crescimento determinada. (2) **Rstoch** = Taxa de crescimento estocástica. (3) **PE** = Probabilidade de extinção. (4) **Nall** = Tamanho populacional médio. (5) **GD** = Diversidade genética. (6) **AE** = Estimativa do ano em que a população atinge a estabilidade. O desvio padrão das variáveis aparece entre parênteses.

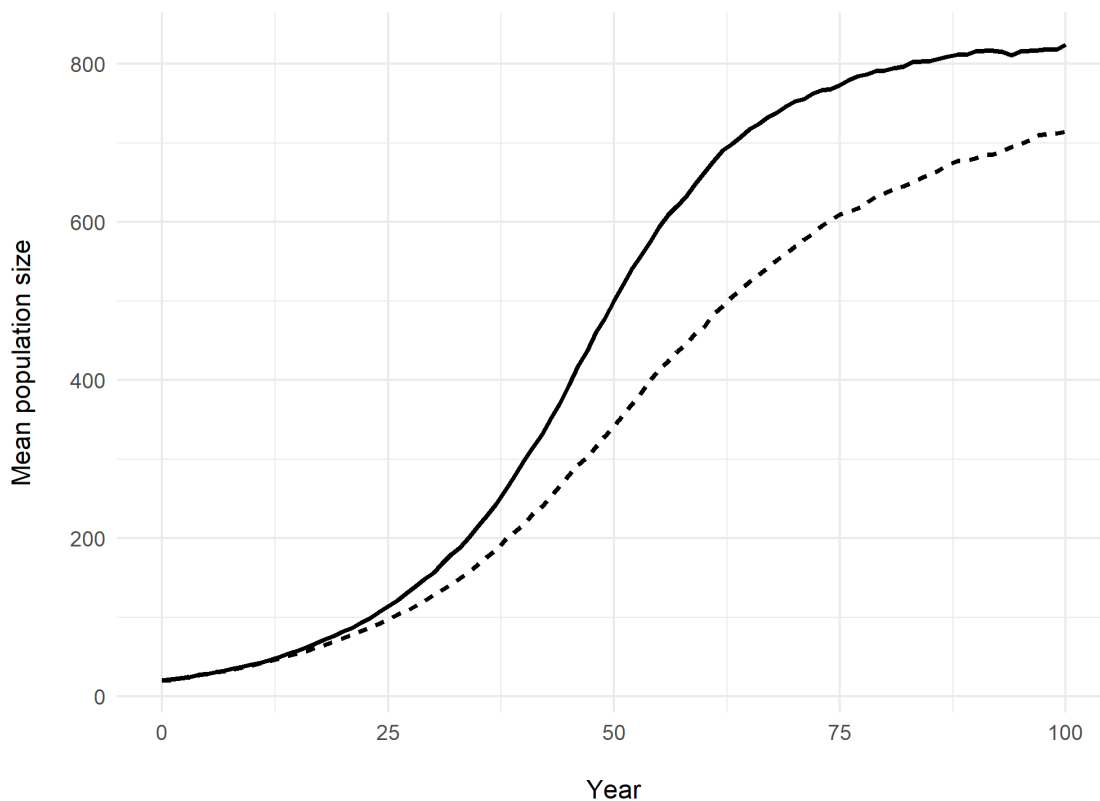


Figura 23 - Influência de catástrofes (doença e seca severa) no tamanho médio da população da ararinha-azul ao longo de 100 anos. A linha contínua representa o cenário base e a linha tracejada, a projeção de crescimento populacional no cenário com catástrofes.

Na natureza, as espécies estão suscetíveis à remoção de indivíduos, causada por influências externas, ou seja, predação (White et al. 2012, 2014, 2021), eletrocussão em linhas de energia (Biasotto et al. 2023). Para obter uma visão mais realista, simulamos a ação combinada de catástrofes e a remoção anual de 5 indivíduos – o que resultou em uma probabilidade de extinção de 100% em 100 anos (Tabela 12, cenário b). Além disso, a taxa de crescimento estocástica foi negativa (-0,0539; DP=0,1224), indicando que a espécie não possui potencial de crescimento nessas circunstâncias ambientais.

Constatamos que, se a população perder 5% de seu habitat anualmente durante um período de 10 anos, ela permanecerá viável (PE = 0,018). No entanto, o tamanho médio da população cairá de 824 para 410 indivíduos (DP = 75,26, Figura 24). Se essa perda de habitat for de 10%, a população será extinta em um tempo médio de 11 anos, com probabilidade de 100%. Se houver um aumento anual de 10% no habitat e,

consequentemente, em K, a probabilidade de extinção será de 1% (0,014), com um tamanho populacional médio de 1.592 indivíduos (1.592,18, DP = 360,44).

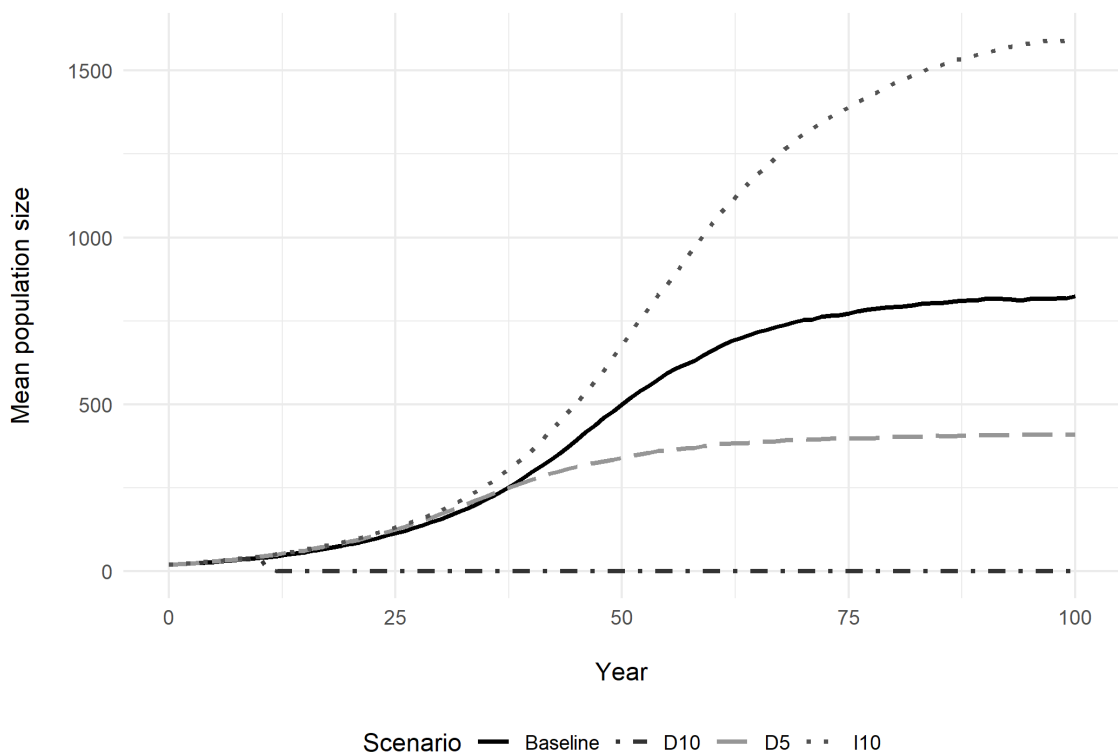


Figura 24 - Tamanho populacional médio da ararinha-azul, demonstrando a variação na capacidade de suporte ao longo de 100 anos, comparado ao cenário base. I10 = 10% de aumento anual em K ao longo de 10 anos. D10 = 10% de diminuição anual em K ao longo de 10 anos. D5 = 5% de diminuição anual em K ao longo de 10 anos.

vi. Suplementação Populacional

A análise indica que uma forma de superar essas ameaças seria auxiliar a população por meio da soltura de indivíduos, ou seja, pela suplementação. Mesmo nos cenários com efeito de seca, doença e caça, a suplementação de indivíduos contribuiu para a recuperação da população. Todas as simulações que indicavam a soltura de 20 a 30 indivíduos ao longo de cinco a 20 anos mostraram uma taxa de crescimento estocástica positiva, com 100% de probabilidade de persistência ao longo de 100 anos (Tabela 12, cenários c, d, e, f). O tamanho populacional médio nesses quatro cenários resultou em cerca de 848 indivíduos, o que é superior ao valor encontrado no cenário base ($N_{all} = 824,29$), no qual não há ameaças (Figura 25).

Considerando que as simulações e os resultados são baseados em amostragem aleatória, a população tenderá a flutuar, ou seja, a população simulada não será completamente estável. No entanto, descobrimos que a soltura de indivíduos contribuiu para a rapidez com que a população atinge a capacidade de suporte (Figura 25), o que pode retratar o estado ótimo da espécie.

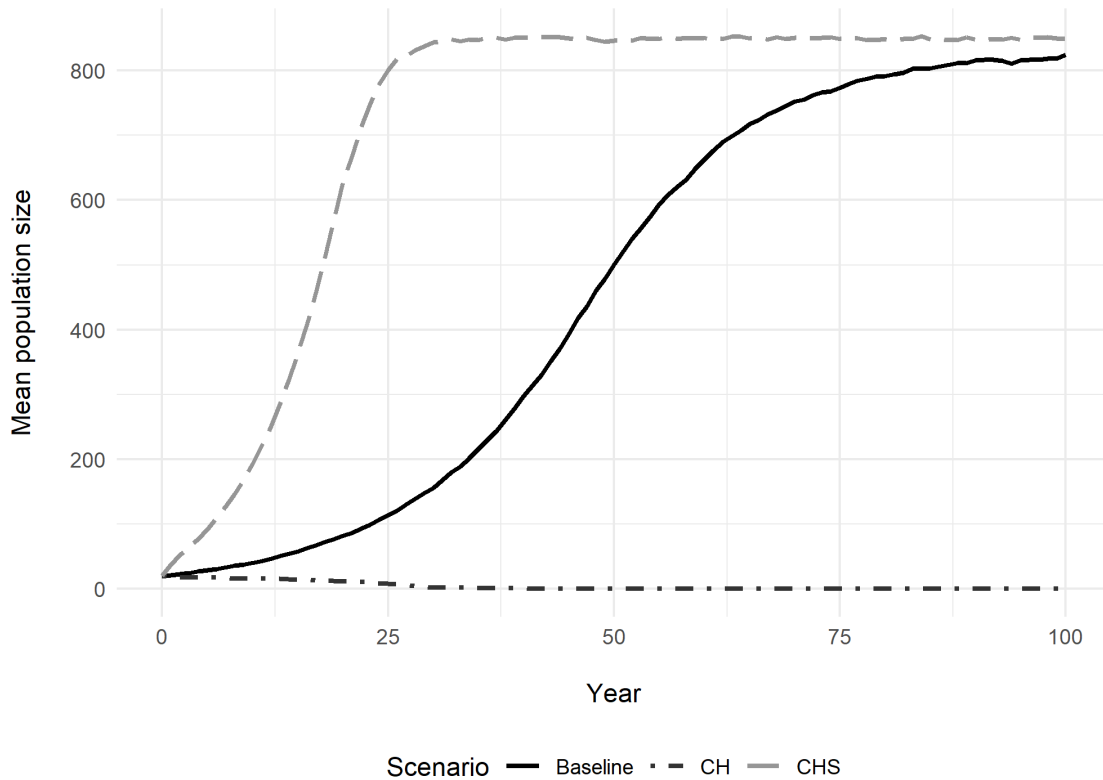


Figura 25 - Comparação dos tamanhos populacionais médios antes do efeito da presença de ameaças, em comparação com o efeito da soltura de indivíduos na população. *Baseline* = Cenário com dados de linha de base, sem efeito de ameaças e catástrofes. CH = Cenário com presença de catástrofes e remoção anual de 5 indivíduos. CHS = Cenário com presença de catástrofes, remoção anual de 5 indivíduos e suplementação de 20 indivíduos por 20 anos.

Os resultados da Análise de Viabilidade Populacional (PVA) deixaram clara a necessidade de suplementação anual. Nos cenários sem solturas adicionais (Cenários 2 e 6), a probabilidade de extinção chegou a 100%. Mesmo em uma soltura única (Cenário 4), a chance de extinção ainda foi de 90% (Tabela 13).

Tabela 13 - Efeitos de catástrofes, ameaças e suplementação na população simulada. Rdet = Taxa de crescimento determinada. Rstoch = Taxa de crescimento estocástica. PE = Probabilidade de extinção. Nall = Tamanho populacional médio. GD = Diversidade genética. TE = Tempo médio até a extinção. AE = Estimativa do ano em que a população atinge a estabilidade, (-) indica ausência de estabilidade

| SCENARI O | RDET ⁽¹⁾ | RSTOCH ⁽²⁾ | PE ⁽³⁾ | NALL ⁽⁴⁾ | GD ⁽⁵⁾ | TE ⁽⁶⁾ | AE ⁽⁷⁾ |
|-----------|---------------------|-----------------------|-------------------|---------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| 1 | 0,1196 | 0,0720 (0,866) | 0 | 786,37 (46,92) | 0,9345 (0,0189) | 0,0 | ~ 60 years |
| 2 | 0,1151 | -0,0538 (0,1232) | 1 | 0 | 0 | 28 | - |
| 3 | 0,1151 | 0,0977 (0,1159) | 0 | 784,59 (40,13) | 0,9847 (0,0015) | 0 | ~ 27 years |
| 4 | 0,1157 | -0,0031 (0,1694) | 0,902 0 | 71,11 (223,07) | 0,9264 (0,0251) | 41 | - |
| 5 | 0,1157 | 0,1122 (0,1121) | 0 | 785,31 (41,39) | 0,9917 (0,0009) | 0 | ~ 35 years |
| 6 | 0,1157 | -0,0491 (0,1184) | 1 | 0 | 0 | 25 | - |

A quantidade de aves soltas por ano influencia a taxa de crescimento da população (Figura 26). Com a suplementação de 20 aves anualmente, a estabilidade populacional pode ser alcançada em aproximadamente 27 anos. Já a soltura de apenas 10 aves por ano atrasaria essa estabilidade para cerca de 35 anos (Tabela 13).

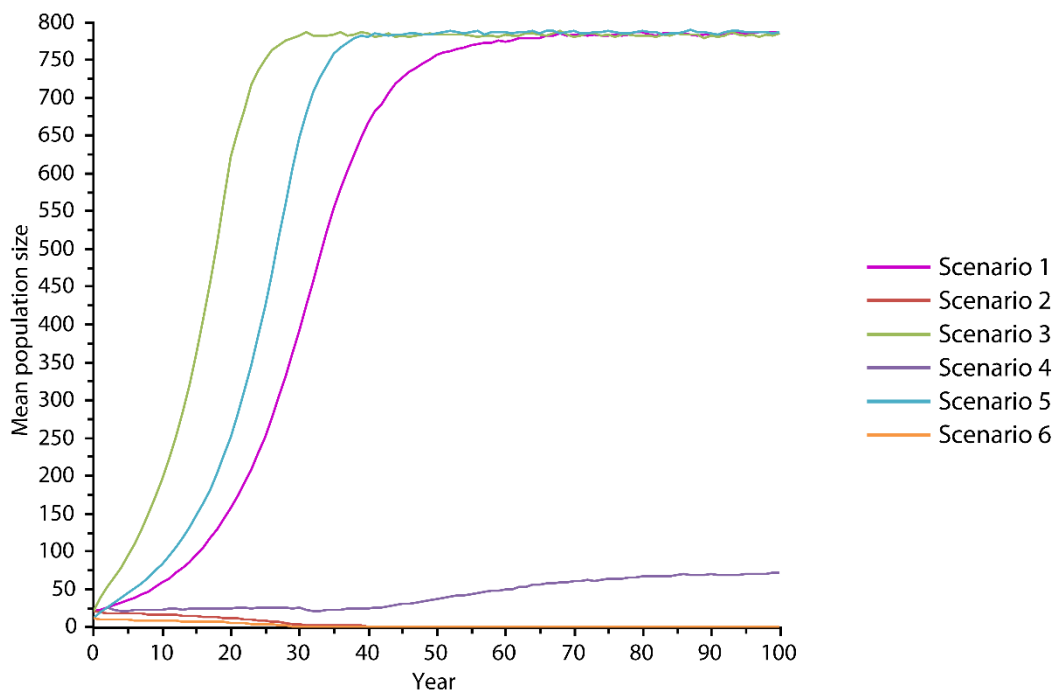


Figura 26 - Tamanho populacional médio da *Cyanopsitta spixii* sob diferentes cenários. Cenário 1 (base): 20 aves, sem ameaças externas. Cenário 2: 20 aves, ameaças

externas (catástrofes, predação, caça ilegal – cinco aves perdidas por ano), sem suplementação. Cenário 3: 20 aves, ameaças externas, 20 aves suplementadas anualmente durante 20 anos. Cenário 4: 11 aves, ameaças externas, liberação única de 10 aves. Cenário 5: 11 aves, ameaças externas, 10 aves suplementadas anualmente. Cenário 6: 11 aves, ameaças externas, sem liberações suplementares.

Reflorestar as áreas arbóreas ripárias aumentaria consideravelmente a capacidade de suporte da paisagem (~4.500 indivíduos), acelerando o crescimento populacional, e, conseqüentemente, os números finais (próximos da capacidade de suporte), o número de *patches*/bandos (~75 bandos) e a cobertura da paisagem, que atingiria quase 80% em 100 anos (Figura 27).

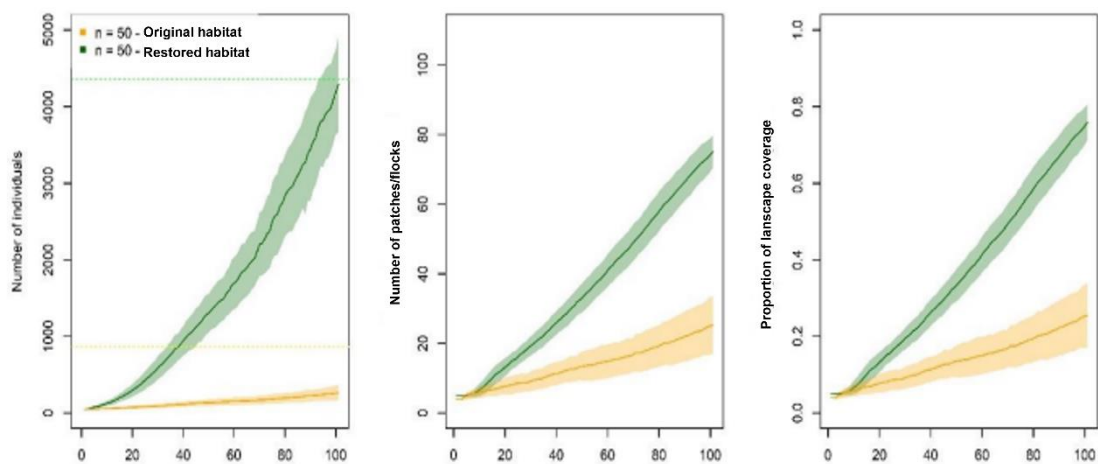


Figura 27 - Trajetória populacional, número de *patches*/bandos e área ocupada em simulações ao longo de 100 anos para 50 indivíduos soltos na paisagem original ou na paisagem restaurada. A linha tracejada amarela no gráfico à direita corresponde à capacidade de suporte da paisagem original, e a verde, à da paisagem restaurada.

A capacidade de suporte do habitat está limitada aos atuais 4.497 ha de vegetação ripária, que devem ser reflorestados para atingir quase 20.000 ha (Tabela 14). Isso significa que é necessário reflorestar pelo menos 15.000 ha nos anos seguintes para manter a capacidade de suporte do habitat para a crescente população da ararinha-azul.

Tabela 14 - Tamanho da vegetação arbórea necessária para sustentar o tamanho populacional estimado (ha) por ano.

| ANO | TAMANHO ESTIMADO | TAMANHO DE ÀREA VEGETADA PARA SUPORTAR A POPULAÇÃO ESTIMADA (HA) | VEGETAÇÃO A SER RESTAURADA (HA) |
|------|------------------|--|---------------------------------|
| 2023 | 38 | 950 | |
| 2024 | 51 | 1,275 | 5,354 |
| 2025 | 64 | 1,600 | 1,220 |
| 2026 | 76 | 1,900 | 1,347 |
| 2027 | 92 | 2,300 | 1,364 |
| 2028 | 107 | 2,675 | 1,321 |
| 2029 | 124 | 3,100 | 860 |
| 2030 | 143 | 3,575 | 919 |
| 2031 | 164 | 4,100 | 722 |
| 2032 | 189 | 4,725 | 594 |
| 2033 | 215 | 5,375 | 472 |
| 2038 | 394 | 9,850 | 754 |
| 2043 | 638 | 15,950 | 126 |
| 2048 | 757 | 18,925 | - |
| 2053 | 778 | 19,450 | 37 |

vii. Projeções Espaciais

Também foi possível prever a direção e a velocidade de ocupação da paisagem com o crescimento populacional. Considerando os habitats preferenciais, as taxas de emigração e a resistência à dispersão empregadas no modelo, observamos a expectativa de um fluxo principal de aves no sentido leste-oeste, e um fluxo mais lento nas áreas ripárias na direção noroeste-sudeste (Figura 28).

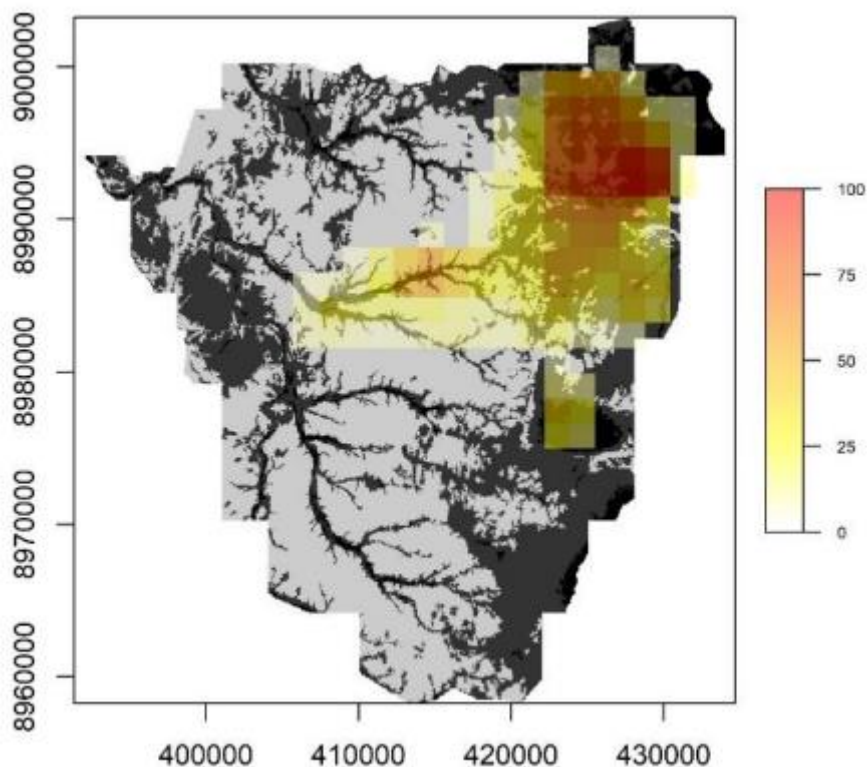


Figura 28 - Densidade de *kernel* das trajetórias de dispersão dos emigrantes geradas pelo modelo de soltura de 50 indivíduos no local de soltura original. Os valores mais quentes correspondem aos locais com maior destino de dispersores.

b. Planejamento para Coexistência

i. Avaliação socioeconômica e percepção ambiental

Das 1790 propriedades identificadas no censo de 2022, 437 fazendas foram visitadas e 288 responderam ao questionário completamente (Figura 29). A maioria dos entrevistados era composta por homens (72%). O tamanho da amostra proporcionou 95% de precisão (erro <5,0%) (Bussab & Morettin, 2006).

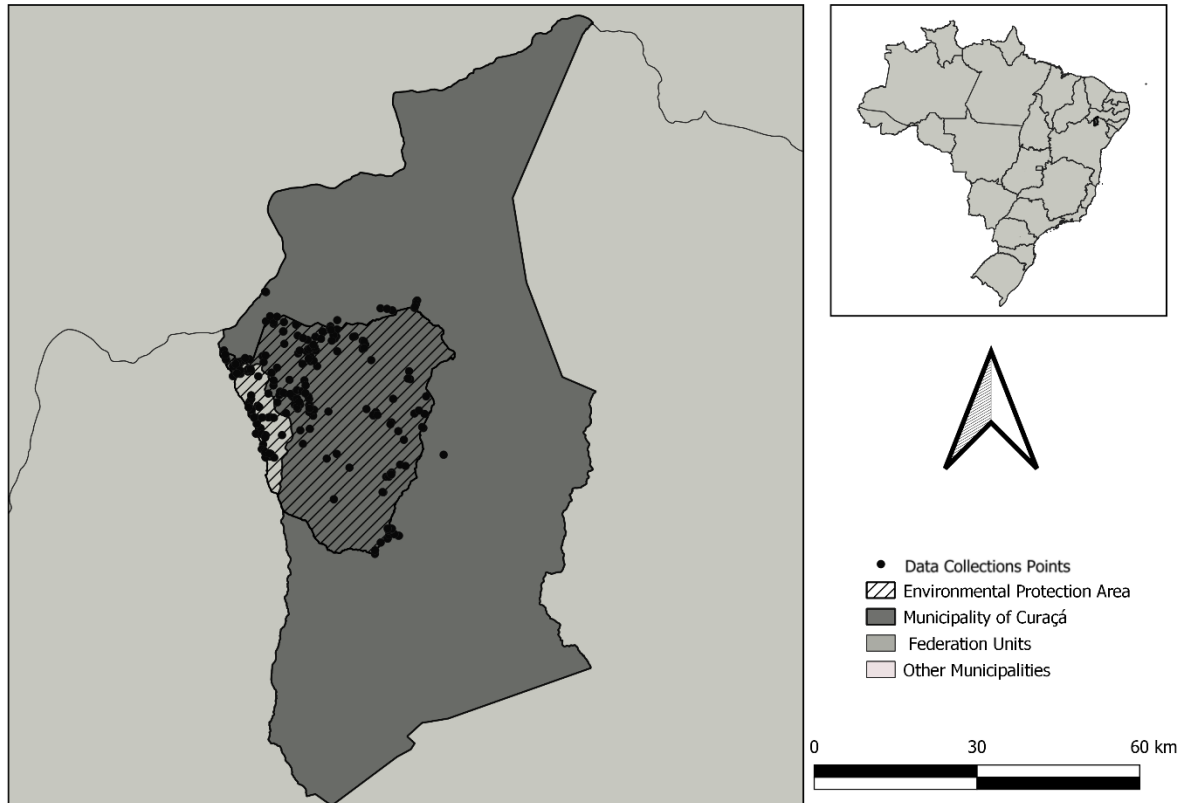


Figura 29 – Área de estudo e locais de coleta de dados para o levantamento socioeconômico realizado no contexto do projeto de reintrodução da ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*) no Estado da Bahia, Brasil. O polígono em cinza escuro representa o Município de Curaçá; a área hachurada corresponde ao Refúgio da Ararinha-Azul e à Área de Proteção Ambiental. Os pontos pretos indicam os locais onde foram realizadas as entrevistas domiciliares para coletar dados socioeconômicos, de uso da terra, de infraestrutura e de percepção ambiental dos moradores locais.

Encontramos um alto nível de pobreza. Muitas famílias dependiam de programas sociais, como o Bolsa Família (um programa de apoio financeiro financiado pelo governo brasileiro para aliviar a pobreza e reduzir a desigualdade), pensões e seguro safra para sua subsistência. Entre os 288 entrevistados, 41,3% recebiam pensões, 14,6% estavam inscritos no Bolsa Família, e 3,1% recebiam seguro safra, enquanto 35,1% não recebiam nenhum benefício social. O tamanho das propriedades variou: 16,3% tinham ≤ 10 ha, 25,7% tinham 21-50 hectares, e 3,1% tinham >500 hectares. A maioria dos entrevistados (80,2%) não possuía títulos formais de propriedade, embora 56,6% tivessem alguma forma de documentação (Tabela 14, Figura 30).

As residências representavam 62,6% das propriedades, e 77,8% dos entrevistados praticavam a pecuária, enquanto 20,1% se dedicavam à agricultura. Cabras eram criadas em 66,7% das propriedades e ovelhas em 60,4%. O acesso à água era principalmente via poços artesianos (28,5%) e cisternas (22,2%). Fossas sépticas eram usadas em 58,3% das propriedades. A eletricidade estava disponível em 63,9% das propriedades, fornecida principalmente pela rede elétrica (57,6%). A maioria dos lares (86,8%) queimava seu lixo, e 48,3% usavam carvão ou lenha para cozinhar. O acesso a telecomunicações era alto (81,9% tinham telefones), mas apenas 35,1% tinham acesso à internet (Tabela 14, Figura 29).

As principais necessidades identificadas incluíram aumento de renda e acesso à água (30%), melhorias nas propriedades (27%), aumento dos serviços de saúde (25%) e regularização fundiária (18%). Os entrevistados perceberam um declínio na vegetação local, clima, corpos d'água e biodiversidade nos últimos anos. A conscientização sobre conceitos ambientais era relativamente alta; mais de 60% estavam familiarizados com termos ambientais como biodiversidade, mudanças climáticas e aquecimento global. No entanto, 68,1% não tinham ouvido falar em créditos de carbono (Figura 30, Tabela 15).

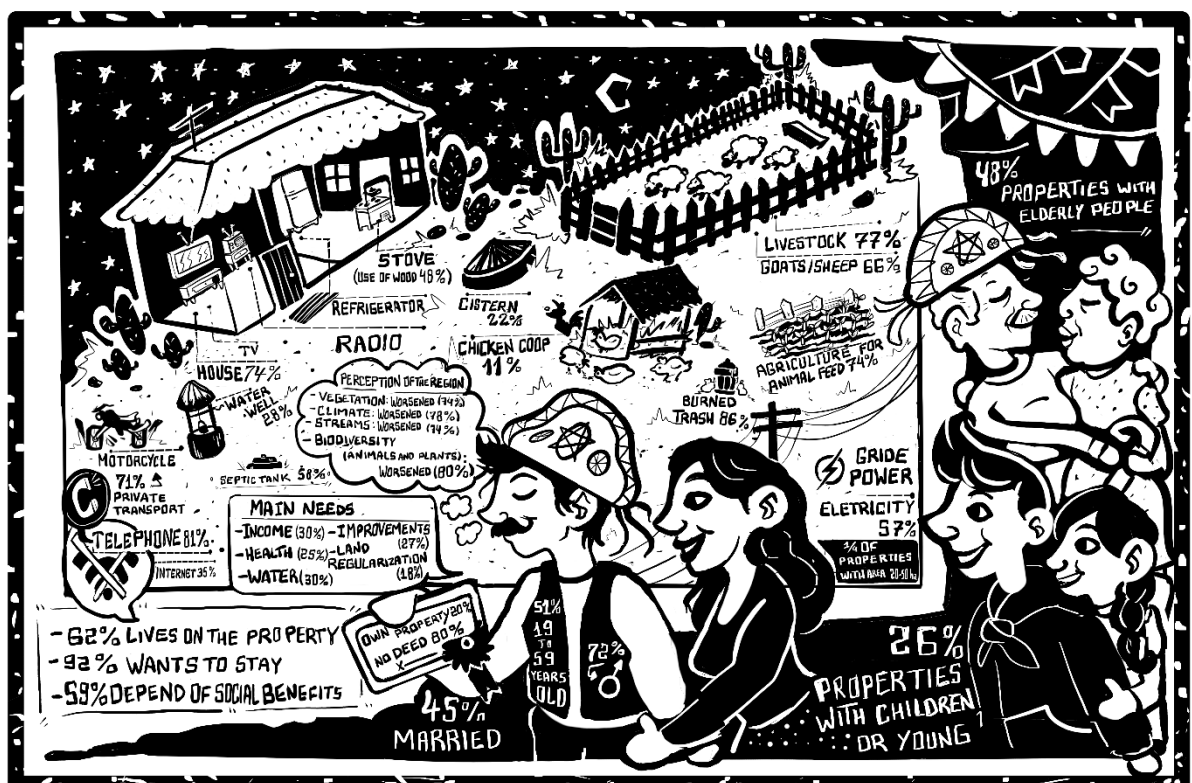


Figura 30 – Representação esquemática das características socioeconômicas das propriedades rurais no município de Curaçá, Bahia, derivadas de entrevistas estruturadas conduzidas em 288 propriedades registradas. A figura foi desenvolvida como parte de uma estratégia de comunicação dos resultados da pesquisa à população local e é apresentada no estilo tradicional de cordel, uma linguagem visual culturalmente relevante na região da Caatinga.

Tabela 15 - Aspectos socioeconômicos e compreensão ambiental da comunidade rural de Curaçá, Brasil (população humana 288).

| CATEGORIA | ATRIBUTO | PORCENTAGEM (%) |
|---------------------------------------|---|-----------------|
| Perfil do usuário | masculino | 72.0 |
| | casado | 45.1 |
| | propriedades com pessoas de 19 a 59 anos de idade | 51.2 |
| | imóveis com idosos | 48.3 |
| | propriedades com crianças ou jovens | 26.5 |
| | dependentes de benefícios sociais | 59.0 |
| | posseiro de terras | 80.9 |
| | nascido na propriedade | 62.5 |
| | tendência a permanecer na região | 92.7 |
| | transporte principal privado | 71.2 |
| Características da propriedade | propriedade usada como residência | 62.6 |
| | propriedade usada para criação de gado | 77.8 |
| | propriedade usada para agricultura | 20.1 |
| | propriedade sem título de propriedade | 80.2 |
| | propriedade com documentação de propriedade | 56.6 |
| Melhorias | casa | 74.0 |
| | chiqueiro | 68.4 |
| | galinheiro | 11.5 |
| Ativos | geladeira, fogão, TV, rádio, motocicleta | N/A |
| Infraestrutura | fossa séptica | 58.3 |
| | fonte de água poço artesiano | 28.5 |
| | cisterna para consumo de água | 22.2 |
| | eletricidade via rede geral | 57.6 |
| | queima de lixo | 86.8 |
| | acesso telefônico | 81.9 |
| | acesso à internet | 35.1 |
| Outras atividades | extração de carvão vegetal ou lenha | 48.3 |
| | agricultura para alimentação animal | 74.0 |
| | criação de animais caprinos | 66.7 |
| | criação de animais ovinos | 60.4 |
| Principais necessidades da comunidade | renda | 30.0 |
| | água | 30.0 |
| | melhorias na propriedade | 27.0 |
| | saúde | 25.0 |
| | regularização da posse da terra | 18.0 |
| Percepção do status do meio ambiente | deterioração da vegetação | 74.7 |
| | deterioração do clima | 78.1 |
| | deterioração de córregos | 74.7 |
| | deterioração da biodiversidade | 80.9 |
| | biodiversidade ouvida antes | 61.5 |
| | mudança climática ouvida antes | 69.4 |

| | | |
|-----------------|---|------|
| Compreensão dos | extinção ouvida antes | 69.4 |
| conceitos | créditos de carbono introduzidos pelo projeto | 68.1 |
| ambientais | aquecimento global ouvido antes | 69.1 |
| Categoria | arrendamento de terras ouvido sobre antes | 53.8 |

Os resultados da análise de cluster não foram estatisticamente significantes devido à correlação insuficiente entre as variáveis selecionadas, essencial para avaliar a aderência do modelo. Como resultado, os clusters gerados foram baseados na distância da média das variáveis, e não em correlações significativas entre elas. Isso indica que, embora os grupos compartilhassem similaridades nos valores médios das variáveis, essas similaridades careciam de correlação estatística, sugerindo que o padrão de agrupamento era uma característica aleatória do conjunto de dados.

ii. Planejamento para coexistência

A Figura 31 resume as interações entre humanos e o projeto de reintrodução da Ararinha-Azul. As atividades humanas têm efeitos mistos sobre a espécie e as comunidades locais. Fatores negativos como a caça e a pecuária extensiva ameaçam diretamente a Ararinha-Azul, enquanto a perda de floresta nativa (desmatamento) afeta negativamente tanto a viabilidade da espécie quanto a subsistência humana. Em contraste, ações positivas, incluindo sistemas de pecuária manejada, restauração da Caatinga, manejo da vida selvagem e fontes alternativas de renda (por exemplo, turismo e artesanato), mitigam essas pressões e contribuem para uma coexistência sustentável. A figura destaca como intervenções de manejo direcionadas podem reduzir ameaças e promover interações positivas entre humanos e a vida selvagem.

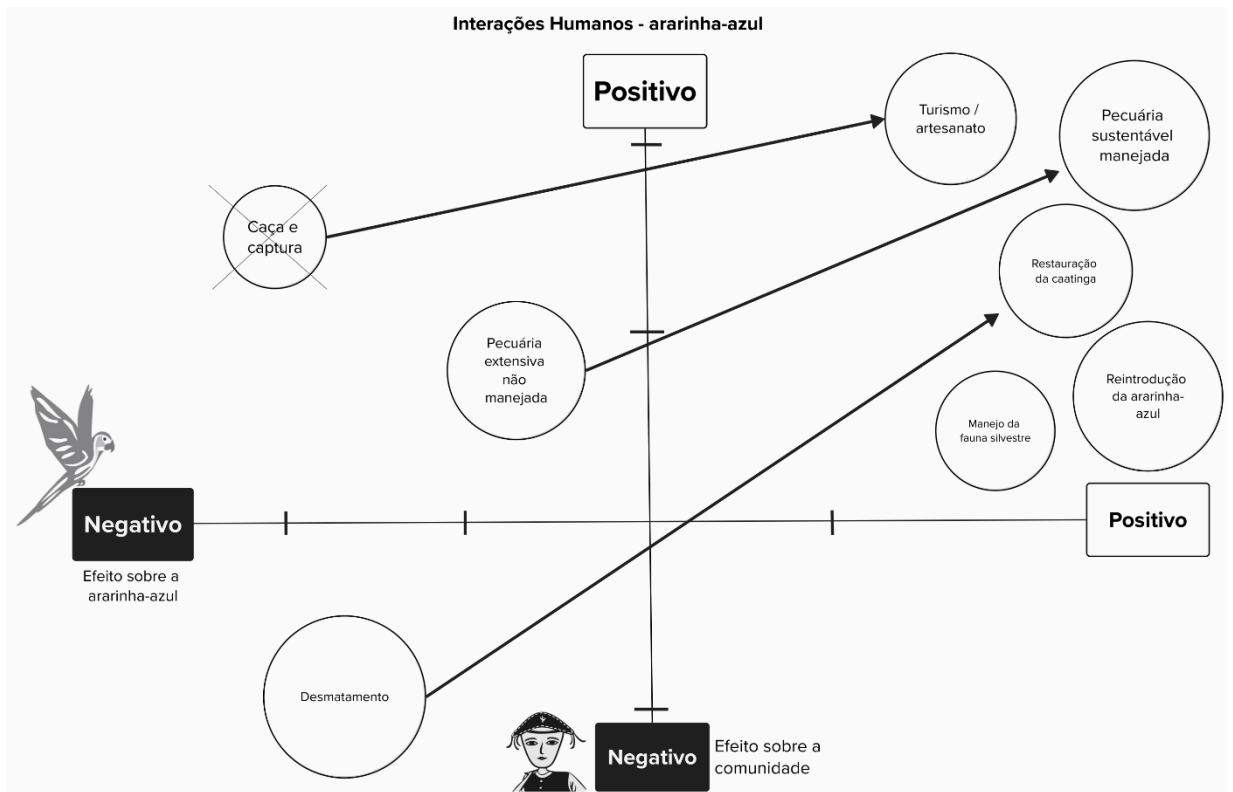


Figura 31 – Interações diretas e indiretas associadas à ararinha-azul e aos esforços para restaurar seu habitat (setas, mudança esperada; X, interação [caça] deve ser evitada).

Para mover as interações em direção ao objetivo da coexistência, particularmente para mitigar atividades ilegais, como a caça, o plano estratégico desenvolvido no workshop identificou *stakeholders* chave e os classificou como promotores (9 pessoas), apoiadores (9), críticos (5) e oponentes (1). Onze *stakeholders* foram classificados como neutros (Figura 32).

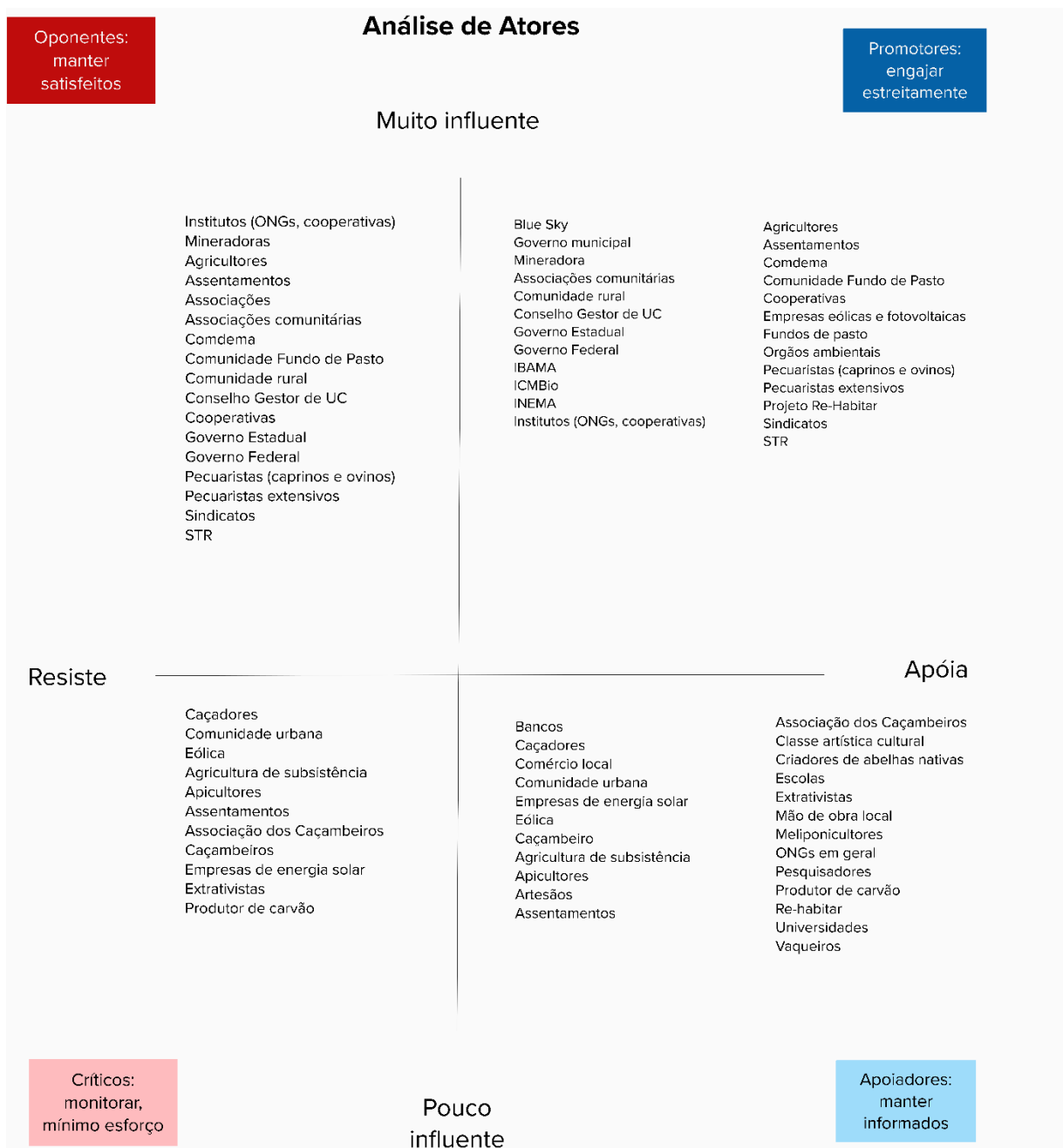


Figura 32 – Mapeamento de *stakeholders* do *workshop* da Teoria da Mudança realizado para apoiar o planejamento da reintrodução da ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*). Os participantes foram categorizados com base em sua posição percebida em relação ao projeto, permitindo a identificação de atores para estratégias de engajamento.

Ações estratégicas adaptadas para engajar esses grupos de forma eficaz foram delineadas e incluíram capacitação para o uso sustentável da terra, fornecimento de apoio legal e técnico para a regularização fundiária e aumento da participação comunitária e do desenvolvimento econômico. Essas ações visaram aproveitar as

influências positivas de promotores e apoiadores, mitigar críticas, neutralizar a oposição e convencer os *stakeholders* neutros a se tornarem apoiadores ou promotores.

Os participantes estabeleceram um cronograma de 10 anos para atingir os objetivos de mudança desejados. Eles formularam 49 ações para abordar as 7 interações listadas (Figura 33). Foram identificadas intervenções que se esperava que gerassem as mudanças desejadas, direta ou indiretamente. Para monitorar essas intervenções, foi desenvolvida uma matriz de acompanhamento, incorporando indicadores específicos e métodos de verificação. Essa matriz foi projetada para ser utilizada na avaliação do progresso e da eficácia das ações implementadas ao longo da iniciativa de uma década.

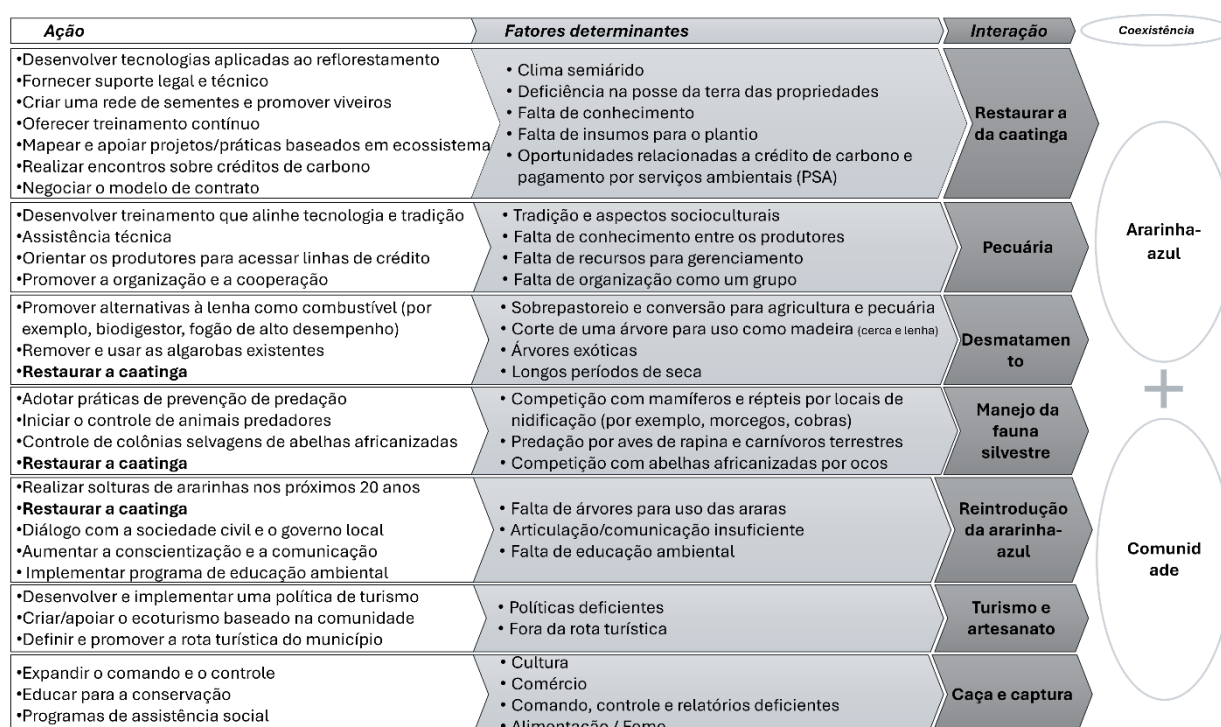


Figura 33 – Diagrama da Teoria da Mudança ilustrando as interações e os fatores que moldam a coexistência entre humanos e ararinhas-azuis reintroduzidas na natureza. As interações humano-ararinha-azul são representadas em cinza escuro, enquanto os *drivers*, mostrados em cinza claro, são fatores que intensificam interações negativas ou dificultam as positivas. As ações, representadas em caixas brancas, são projetadas para mitigar os efeitos desses *drivers* e promover a coexistência.

3.4. Discussão e conclusão

O presente estudo é uma análise *ex-ante* que utilizou as melhores informações disponíveis para modelar cenários futuros. Considerando que esta é uma espécie com

conhecimento limitado sobre sua biologia e ecologia na natureza (Barros et al. 2012), fizemos inferências baseadas em informações de populações em cativeiro, de espécies com biologia similar e da experiência de especialistas. Assim, os resultados aqui apresentados precisarão ser regularmente revisitados para aumentar sua precisão à medida que novas informações forem disponibilizadas. Dessa forma, os valores de entrada podem servir como ponto de partida para futuras pesquisas.

Mesmo com esta limitação, nossos achados devem ser considerados no planejamento da soltura e nas ações de manejo *in situ*. Os dados sobre o uso e ocupação da terra pelas aves reintroduzidas nos permitiram confirmar o padrão registrado na literatura sobre a espécie (Juniper e Yamashita 1991, Barros et al. 2012, Cavalcanti et al. 2020, Juniper 2002), com respeito à sua preferência por habitat arbóreo e próximo a cursos d'água. Assim, a densidade populacional estimada de 0,009 indivíduos/ha foi estratificada de acordo com o uso da paisagem, mostrando uma densidade maior na área de vegetação arbórea de 0,04 indivíduos/ha. Isso nos permitiu estimar a capacidade de suporte do ambiente, que, conservadoramente, ficou em 870 indivíduos para a área das duas unidades de conservação.

A partir da capacidade de suporte do ambiente e dos parâmetros biológicos e ecológicos da ararinha-azul, o cenário base foi definido e simulações foram realizadas. A PMV da ararinha-azul é de 20 indivíduos maduros. O cenário base construído aponta para uma taxa de crescimento de 11% ao ano, com uma estimativa de atingir 824 indivíduos (DP=124) em 100 anos. No entanto, as simulações indicam que a mortalidade de filhotes e de machos a partir dos três anos de idade, agravada por catástrofes e remoção de indivíduos, levaria à extinção da espécie. Cabe destacar que o modelo já considerou a presença de doenças na população (*bornavirus* aviário, que afeta o sistema nervoso central e está associado ao desenvolvimento da incurável Doença da Dilatação Proventricular), assim, a recente descoberta de circovírus na população selvagem de ararinhas-azuis não afeta os resultados aqui apresentados.

A suplementação contínua de novos indivíduos na população provavelmente também ajudaria a estabilizar a população e minimizar as flutuações esperadas, uma vez que algumas das ameaças podem, no máximo, ser mitigadas, mas não prevenidas.

Assim, a perpetuação da espécie na natureza depende da suplementação da população. O cenário de melhor resultado sugere a introdução de 20 indivíduos por ano durante os próximos 20 anos e com a adoção de medidas mitigadoras que evitem a mortalidade nos estágios iniciais da vida dessas aves. Neste cenário, o tamanho populacional estará próximo de uma média de 849 indivíduos ($N = 849,05 \pm 46,26$), sendo alcançado em 30 anos. Além disso, este cenário resultou em um crescimento estocástico anual de 10% (r estocástico = $0,0982 \pm 0,1161$), considerando eventos demográficos e ambientais aleatórios. Ademais, a população suplementada atingiria a capacidade de suporte três vezes mais rápido (~25 anos) do que a população base não suplementada (~100 anos).

A necessidade de suplementação contínua impõe a exigência de manter o manejo *ex situ* de ararinhas-azuis em um alto padrão de desempenho. Sendo importante considerar que a seleção dos animais para soltura dependerá da disponibilidade de indivíduos aptos para soltura e sociabilidade, considerando o processo de adaptação e saúde. Assim, a razão sexual e idade dos indivíduos poderá diferir face a situação de momento. Mesmo com o processo de recaptura das aves em função do circovírus as premissas do presente estudo continuam válidas e se mostraram corretas frente aos resultados encontrados em campo.

Na primeira soltura, a ararinha-azul enfrentou a predação por aves de rapina (Purchase, 2024) como a principal ameaça, conforme observado em outros programas de conservação de psitacídeos (White et al. 2012, 2014). Os indivíduos ou pares dispersivos eram mais propensos a serem predados. Além disso, metodologias que mitigam a dispersão excessiva ou prematura da área de soltura da população podem aumentar a sobrevivência das ararinhas-azuis soltas, favorecendo a reprodução precoce e diminuindo a mortalidade nos estágios iniciais da vida dessas aves e o consequente restabelecimento da espécie.

A soltura branda (*soft release*) de papagaios criados em cativeiro e soltos no local de uma instalação de reprodução em cativeiro (White et al. 2021) promoverá a sobrevivência, a fidelidade ao local, a coesão do bando e a reprodução precoce das ararinhas-azuis soltas, e também pode ajudar no estabelecimento da população na área. Grupos heteroespecíficos com araras-maracanã nativas favorecem a aclimação do

primeiro grupo à área de soltura e lidam com o baixo número de indivíduos na população. A presença de um grande número de coespecíficos com as ararinhas-azuis recém-soltas e a população de cativeiro no local de soltura são duas outras ações a serem realizadas para evitar a mortalidade após a soltura e mitigar ou reduzir o risco *per capita* associado a um predador potencial (ver White et al. 2021).

Ninhos artificiais na área de soltura podem ser usados para auxiliar a ararinha-azul a evitar a mortalidade de filhotes (Brightsmith 2005) e promover a fidelidade ao local. O manejo de árvores com ninhos naturais ou caixas-ninho pode ser feito sem contato com o restante do dossel e protegendo sua base com cintos metálicos, evitando, por exemplo, o acesso de cobras (Villarta et al. 2021).

A condição do habitat foi outro fator avaliado; para o cenário base, descobrimos que a população seria viável mesmo com uma redução de 5% do habitat. No entanto, 10% de perda de habitat geraria um risco absoluto de extinção após 11 anos de soltura. A restauração de 10% do habitat, por outro lado, geraria uma população final persistente. Se o cenário de suplementação populacional de 20 anos for adotado, o habitat precisará ser restaurado para suportar o crescimento populacional esperado. A restauração das áreas também proporcionará aceleração do crescimento populacional, evitando a competição e, ainda assim, sustentando uma população estável por 100 anos. O planejamento das ações de restauração florestal de matas ciliares deve ocorrer na direção leste-oeste e noroeste-sudeste, de acordo com a expansão populacional projetada.

Nossa avaliação socioeconômica revelou uma forte conexão entre a comunidade local e o meio ambiente, com famílias que esperam passar suas vidas inteiras em Curaçá. No entanto, a vulnerabilidade da comunidade representa uma ameaça ao projeto de reintrodução da ararinha-azul e restauração de habitat. Isso ocorre porque a vulnerabilidade socioeconômica muitas vezes deixa as pessoas com poucas opções além de explorar os recursos naturais, o que pode levar à caça, à caça ilegal e ao uso ou colheita insustentáveis da terra (Duraiappah 1998).

Nossos resultados destacam uma vulnerabilidade socioeconômica significativa, com a renda *per capita* de Curaçá e outros indicadores socioeconômicos abaixo das

médias nacional e estadual. Assim, uma estratégia de conservação deve incluir ações para reduzir as vulnerabilidades da comunidade local para evitar atividades de caça ilegal e desmatamento. Isso significa trabalhar com as partes relevantes para aumentar o emprego, promover o desenvolvimento de atividades econômicas sustentáveis relacionadas ao uso da terra e fornecer serviços essenciais (ou seja, acesso a água encanada, sistemas de esgoto municipal e documentação de propriedade da terra).

Os resultados da pesquisa alinharam-se com os resultados do workshop da teoria da mudança, que destacou a necessidade de oportunidades para as famílias e a degradação das áreas naturais. O workshop da teoria da mudança enfatizou o impacto negativo de certas atividades na reintrodução da ararinha-azul e identificou a necessidade de melhores práticas no manejo da pecuária para reduzir o superpastejo na Caatinga e implementar processos de manejo eficientes.

A Caatinga degradada requer ações robustas para sua recuperação, incluindo projetos de reflorestamento (recaatingamento). Esses esforços integrados podem aumentar o engajamento da comunidade local, fortalecer os relacionamentos entre promotores e apoiadores, e converter posições neutras, críticas e opositoras a favor do projeto. Estratégias alternativas, como turismo, venda de artesanato e reflorestamento, apresentam oportunidades potenciais e devem ser incentivadas por organizações locais e pelo governo, o que se alinha com o projeto de reintrodução da ararinha-azul.

Os resultados do workshop destacam a necessidade de planejamento adaptativo e pesquisa focada em mudanças que beneficiem tanto a vida selvagem quanto as comunidades humanas. Isso envolve compreender a complexidade do sistema e como ele responde às ações de manejo, enfatizando a distribuição equitativa de custos e benefícios entre diferentes grupos de *stakeholders*. Mudar o paradigma das relações humano-vida selvagem e reduzir a vulnerabilidade das comunidades rurais, conforme proposto por Duraiappah (1998), Roe (2006) e Carver et al. (2021), é essencial.

Nossa abordagem facilitou a identificação de interações e a formulação de estratégias para mitigar conflitos, ao mesmo tempo em que amplifica resultados positivos. O workshop culminou na definição de resultados e indicadores específicos, cruciais para o monitoramento da fase de implementação das ações. Essa abordagem

abrangente ressalta o compromisso do projeto em promover a harmonia entre os esforços de conservação e os interesses da comunidade.

A abordagem transdisciplinar que empregamos integrou ciências ecológicas e sociais para desenvolver e refinar caminhos específicos para a ação de conservação e enfatizou o engajamento das partes interessadas, o manejo adaptativo e a tomada de decisões baseada em evidências. Nossa estratégia abrangente não busca apenas proteger e aprimorar as populações de ararinha-azul, mas também busca estabelecer uma estrutura de coexistência que beneficie tanto a vida selvagem quanto as comunidades humanas dentro das Áreas de Proteção da Ararinha-Azul.

Essa abordagem, conhecida como desenvolvimento territorial com base conservacionista (DTBC), fornece uma estrutura de governança fundamental que concilia agendas de conservação e desenvolvimento em diversas escalas, setores e disciplinas. Ao preencher a lacuna entre as estruturas de políticas globais e as realidades locais, como destacado por Reed (2019), o DTBC garante que as estratégias internacionais de conservação sejam baseadas em soluções práticas e específicas para o contexto. A conservação eficaz da ararinha-azul exige um delicado equilíbrio entre a pecuária, a restauração da vegetação nativa e o engajamento ativo com as comunidades locais.

A estrutura de coexistência entre humanos e a ararinha-azul pode ser significativamente fortalecida por meio da aplicação do DTBC. Ao alinhar o manejo da pecuária e as práticas de uso da terra com os objetivos de reflorestamento da Caatinga, essa abordagem promove práticas de manejo sustentável da terra que apoiam os esforços de conservação, ao mesmo tempo em que fomentam o desenvolvimento econômico local. Além disso, o aproveitamento do interesse global na ararinha-azul pode catalisar iniciativas de desenvolvimento local, como restauração de habitat, ecoturismo e venda de produtos artesanais, que podem criar benefícios sinérgicos tanto para a conservação quanto para a subsistência.

Nesse contexto, a ararinha-azul, embora não seja um carnívoro de grande porte, espécie frequentemente associada a modelos de coexistência e projetos de conservação, oferece um caso paradigmático para esta abordagem integrada devido às suas particularidades e aos desafios de sua conservação: a sua extinção na natureza e o

complexo processo de reintrodução exigem uma intervenção multifacetada que vai além do manejo *in situ*. Os elementos que posicionam espécies como a ararinha-azul como um modelo de referência para direcionar projetos de conservação são:

- apresenta um habitat núcleo / *core* onde que várias outras espécies coabitam
- requer uma área de vida grande para forragear (corredores)
- é impactada negativamente por atividades humanas
- pode impactar positivamente a comunidade local
- mobilizam recursos e atores

Em contraste com abordagens tradicionais de "planejamento de conservação" que se concentram primariamente em mitigar impactos negativos de atividades humanas na vida selvagem a partir de uma perspectiva ecológica, o projeto da ararinha-azul adota uma visão mais ampla. Ele considera todo o espectro de interações entre humanos e vida selvagem, reconhecendo que os impactos podem ser tanto negativos quanto positivos, afetando tanto as pessoas quanto a vida selvagem. Essa abordagem de coexistência busca um equilíbrio entre crescimento econômico, bem-estar comunitário e proteção ambiental. Que pode servir de modelo para outros projetos de conservação.

DISCUSSÃO FINAL

Os princípios da biologia da conservação, conforme articulados por Soulé e outros, enfatizam a importância de reservas grandes e interconectadas para manter populações viáveis de espécies nativas, particularmente grandes mamíferos e carnívoros (Soulé et al., 2014). O arcabouço dos Três Cs fornece uma base valiosa para o planejamento da conservação, destacando a necessidade de áreas centrais, corredores, tendo os carnívoros como as espécies alvo para a definição dessas áreas.

Alcançar a conservação de espécies como um motor de desenvolvimento local requer uma abordagem colaborativa e interdisciplinar que integre considerações ecológicas, sociais e econômicas (Mittermeier et al., 2011). A interconexão das espécies vivas e seus ambientes deve ser considerada, com foco em como vários subsistemas respondem aos estresses induzidos pelo homem (McIntyre, 2004).

O estudo de caso das onças ataca a temática clássica de Soulé, com base numa robusta fonte de registros conseguimos modelar as áreas de uso preferencial para as onças-pintadas na porção central do cerrado brasileiro, uma área descoberta por JCU, é propor corredores para conectar as áreas núcleos. Entretanto as áreas núcleos estão extremamente distantes e os obstáculos que restringem ou limitam a capacidade de permeabilidade da paisagem pela espécie somente podem ser superado por meio de medidas mitigadoras como já é previsto por todas as estratégias de planejamento para a conservação.

O avanço que buscamos está relacionado aos conflitos advindos das medidas mitigadoras implementadas ou do aumento da presença das onças. Essa situação somente pode ser solucionada por meio da coexistência, que trata a questão observando os impactos positivos e negativos para a fauna e humanos.

O segundo estudo de caso avança no mesmo sentido: uma paisagem degradada com graves problemas sociais e limitações de oportunidades, no qual uma estratégia de conservação passa a ser desenhada a partir de áreas núcleos e corredores para dispersão de uma espécie-alvo. O arranjo para a implementação da estratégia requer a construção de um planejamento de coexistência capaz de impulsionar ações que beneficiem humanos e fauna de modo a inibir as práticas prejudiciais a conservação da espécie.

Mas nesse segundo caso o C da espécie não de Carnívoro, é um C que vai além do Carismático, é um C que catalisa as ações, atores e recursos, mobilizando todo o planejamento territorial para que permita integrar o desenvolvimento sustentável com a conservação do habitat e proteção da espécie, gerando renda e oportunidade para a comunidade local.

A introdução do conceito de "espécies catalisadoras" adiciona outra camada de complexidade ao arcabouço de conservação, enfatizando o papel proativo que certas espécies podem desempenhar na mobilização de apoio a iniciativas de conservação e no impulsionamento do desenvolvimento local. Espécies catalisadoras são aquelas que, devido à sua importância ecológica, significado cultural ou valor econômico, podem desencadear ações humanas e alterar o *status quo* em favor da conservação.

Essas espécies podem atuar como espécies-bandeira, inspirando o interesse público e o apoio a esforços de conservação mais amplos; ou podem atuar como espécies-chave, desempenhando um papel crítico na manutenção da estrutura e função do ecossistema. As espécies catalisadoras se distinguem por sua capacidade de estimular diretamente a ação de conservação e o desenvolvimento local. Além disso, espécies carismáticas frequentemente servem como símbolos para campanhas de conservação, mas as espécies catalisadoras são selecionadas especificamente por seu potencial de criar benefícios socioeconômicos tangíveis para as comunidades locais, alinhando a conservação com o bem-estar humano. A distinção reside no papel proativo que as espécies catalisadoras impõem na condução de resultados de conservação e no fomento do desenvolvimento sustentável, em vez de dependerem apenas de seu valor simbólico ou importância ecológica.

Em essência, o conceito de espécies catalisadoras reforça a importância de alinhar os objetivos de conservação com as prioridades de desenvolvimento local, criando uma relação mutuamente benéfica entre humanos e natureza.

Iniciativas de conservação focadas em espécies-bandeira podem gerar benefícios econômicos significativos para as comunidades locais por meio do ecoturismo e outras atividades sustentáveis, criando incentivos para a conservação e fomentando um senso de apropriação (Lees et al., 2021). No entanto, alguns argumentam que focar em espécies

específicas pode levar a um viés nos esforços de conservação, potencialmente negligenciando outros componentes importantes do ecossistema ou espécies que são menos carismáticas (Lees et al., 2021).

A ideia é que a conservação pode ser uma ferramenta para o desenvolvimento local (Fougères et al., 2022). Projetos de conservação com forte foco em espécies catalisadoras são mais propensos a receber financiamento, ganhar apoio público e alcançar sucesso a longo prazo. As espécies catalisadoras podem ser identificadas por meio de avaliações ecológicas e socioeconômicas cuidadosas, considerando seu papel ecológico, significado cultural, valor econômico e potencial para gerar benefícios de conservação. Ao focar em espécies catalisadoras, os profissionais de conservação podem alavancar seu valor ecológico, cultural ou econômico para impulsionar mudanças positivas e promover o desenvolvimento sustentável. A seleção de espécies que podem criar tal efeito, especialmente espécies ameaçadas, pode ser influenciada por prioridades culturais, políticas e econômicas (Soulé et al., 2014).

Processos de conservação de espécies que alinham a preservação ambiental com a melhoria de qualidade de vida da comunidade local já são observados em várias partes do mundo e com diferentes grupos animais (Spenceley et al., 2010; Hazzah et al., 2014; Mavanza & Grossman, 2007; Tortato et al., 2017; Kierulff et al., 2012; Marcovaldi & Marcovaldi, 1999), o que reforça a plausibilidade e contexto da proposta aqui apresentada.

Outro aspecto relevante que deve estar presente para que o processo de conservação tenha sucesso e promova o desenvolvimento local é a coexistência que fomenta a responsabilidade compartilhada pela natureza, engajando atores e responsabilidades (Nyaupane, 2023). Permite ainda incorporar conexões culturais locais com a natureza na execução da conservação, fornecendo respostas únicas a circunstâncias únicas (Infield et al., 2017). Isso amplia a possibilidade de sucesso.

A evolução da biologia da conservação levou ao desenvolvimento de arcabouços que abordam a interconectividade dos ecossistemas e a importância de engajar as comunidades locais nos esforços de conservação (Lees et al., 2021). O presente estudo sugere ampliar o debate para a incorporação da variável associadas a coexistência

humano-espécie, na qual devemos observar as oportunidades e benefícios para a sociedade e biodiversidade.

CONCLUSÃO FINAL

O presente estudo aponta para a intrínseca interdependência entre a biologia da conservação e a coexistência humano-espécie para o sucesso na conservação de uma espécie ameaçada de extinção e que é possível que esse processo seja um vetor para o desenvolvimento local.

Para tanto as ferramentas de planejamento para a conservação devem avançar do modelo tradicional dos 3 Cs para uma nova concepção de 4 Cs – *core*, corredores, (espécies) catalisadoras e coexistência.

As áreas *core* e os corredores já são consenso na literatura e não carecem de debate ou discussão, entretanto esses não precisam ser desenhados exclusivamente a partir de carnívoros. Carnívoros em muitos casos podem ser espécies catalisadoras, mas existem outras espécies com condições de impulsionarem uma revolução no processo de conservação do meio ambiente local. Algumas espécies apresentam requisitos ambientais e sua capacidade de mobilização de atores e recursos que além de promoverem benefícios para sua conservação extravasam os efeitos para todas as espécies co-ocorrentes.

Essas espécies catalisadoras têm características mais abrangentes do que as espécies bandeira por além de mobilizar recursos, também mobilizam atores, ações e promovem retorno positivo direto para as comunidades locais. Outra característica das espécies catalisadoras é de atuar como espécies guarda-chuva por beneficiarem todo o conjunto de espécies co-ocorrentes. Dependendo da espécie ou grupo escolhido podem ainda ser espécies chave, indicadoras ou de paisagem.

O importante é que sejam espécies que os requisitos para sua conservação possam trazer um retorno para a comunidade local e que sejam reconhecidas como um ativo para a sociedade capaz de mobilizar não só recursos, mas a comunidade.

Para conciliar esse último ator agregasse o quarto C, coexistência, no qual a dimensão das interações humanas são tratadas. Em contraste com abordagens tradicionais de "planejamento de conservação" que se concentram primariamente em mitigar impactos negativos de atividades humanas na vida selvagem a partir de uma perspectiva ecológica, a coexistência deve considerar todo o espectro de interações entre humanos e vida selvagem, reconhecendo que os impactos podem ser tanto negativos quanto positivos, afetando tanto as pessoas quanto a vida selvagem. Essa abordagem de coexistência busca um equilíbrio entre crescimento econômico, bem-estar comunitário e proteção ambiental de forma longa e duradoura.

Dessa forma o processo de conservação de espécies ameaçadas catalizadoras pode contribuir para o desenvolvimento territorial sustentável.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alegre, V. B., Kanda, C. Z., de Faria Oshima, J. E., Niebuhr, B. B., Morato, R. G., Thompson, J. J., ... & Ribeiro, M. C. (2024). Jaguar at the Edge: movement patterns in human-altered landscapes. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 22(4), 358-366.
- Aronson, J., Clewell, A. F., Blignaut, J., & Milton, S. J. (2006). Ecological restoration: A new frontier for nature conservation and economics. *Journal for Nature Conservation*, 14, 135. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2006.05.005>
- Attademo, F. L. N., Normande, I. C., Sousa, G. P., Costa, A. F., Borges, J. C. G., de Alencar, A. E. B., ... & de Oliveira Luna, F. (2022). Reproductive success of Antillean manatees released in Brazil: Implications for conservation. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 102(3-4), 252-259.
- Azevedo, F. C. C., & Verdade, L. M. (2012). Predator-prey interactions: jaguar predation on caiman in a floodplain forest. *Journal of Zoology*, 286(3), 200-207.
- Ball, I. R., Possingham, H. P., & Watts, M. (2009). Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. In A. Moilanen, K. A. Wilson, & H. P. Possingham (Eds.), *Spatial Conservation Prioritisation* (pp. 185-210). Oxford University Press.
- Ban, N. C., Mills, M., Tam, J., Hicks, C. C., Klain, S. C., Stoeckl, N., Bottrill, M. C., Levine, J., Pressey, R. L., Satterfield, T., & Chan, K. M. A. (2013). A social-ecological approach to conservation planning: embedding social considerations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(4), 194. <https://doi.org/10.1890/110205>
- Barros, Y. D. M., Soye, Y. D., Miyaki, C. Y., Watson, R., Crosta, L., & Lugarini, C. (2012). Plano de ação nacional para a conservação da ararinha-azul: *Cyanopsitta spixii*. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
- Bastille-Rousseau, G., Potts, J. R., Yackulic, C. B., Frair, J. L., Ellington, E. H., & Blake, S. (2016). Flexible characterization of animal movement pattern using net squared displacement and a latent state model. *Movement Ecology*, 4, 15.
- Beier, P., & Noss, R. F. (1998). Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12(6), 1241-1252.

- Bennett, N., Roth, R., Klain, S. C., Chan, K. M. A., Christie, P., Clark, D. A., Cullman, G., Curran, D., Durbin, T. J., Epstein, G., Greenberg, A., Nelson, M., Sandlos, J., Stedman, R. C., Teel, T. L., Thomas, R. E. W., Veríssimo, D., & Wyborn, C. (2017). Conservation social science: Understanding and integrating human dimensions to improve conservation. *Biological Conservation*, 205, 93. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.006>
- Biasotto, L. D., Pacífico, E. C., Paschotto, F. R., Filadelfo, T., Couto, M. B., Sousa, A. E. B., ... & Kindel, A. (2023). Power line electrocution as an overlooked threat to Lear's Macaw (*Anodorhynchus leari*). *Ibis*, 165(3), 998-1006. <https://doi.org/10.1111/ibi.139>
- BirdLife International. (2023). Species factsheet: *Cyanopsitta spixii*. <http://www.birdlife.org>
- Blázquez-Cabrera, S., Ciudad, C., Gastón, A., Simón, M. Á., & Saura, S. (2019). Identification of strategic corridors for restoring landscape connectivity: application to the Iberian lynx. *Animal conservation*, 22(3), 210-219..
- Bolam, F. C., Palmer, G., Fuller, R. A., Butchart, S. H. M., & Bielby, J. (2021). How many bird and mammal extinctions has recent conservation action prevented? *Conservation Letters*, 14(1), e12762. <https://doi.org/10.1111/conl.12762>
- Bolle, W., & Kupfer, E. E. (2019). Travessia do Sertão: refazendo a viagem de Spix e Martius de 18. *Revista do Instituto de Estudos Brasileiros*, 19-46.
- Boyce, M. S. (1992). Population viability analysis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 23, 481-506.
- Boykin, K. G., Kepner, W. G., & McKerrow, A. J. (2021). Applying Biodiversity Metrics as Surrogates to a Habitat Conservation Plan. *Environments*, 8(8), 69. <https://doi.org/10.3390/environments80069>
- Braczkowski, A. R., et al. (2023). The unequal burden of human–wildlife conflict. *People and Nature*, 5(1), 1–15. <https://doi.org/10.1002/pan3.10451>
- Branton, M., & Richardson, J. S. (2011). Assessing the value of the umbrella-species concept for conservation planning with meta-analysis. *Conservation Biology*, 25(1), 9–20. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01606.x>
- Brasil. (2018). Decreto nº 9.402, de 5 de junho de 2018. Cria o Refúgio de Vida Silvestre da Ararinha Azul e a Área de Proteção Ambiental da Ararinha Azul. https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/17538364/do1-2018-06-06-decreto-n-9-402-de-5-de-junho-de-2018-17538330

- Braz, V. D. S., & França, F. G. R. (2016). Impacto do atropelamento de vertebrados do parque nacional da chapada dos veadeiros no Brasil central. *Biota Neotropica*, 16, e0182.
- Brightsmith, D. J. (2005). Competition, predation and nest niche shifts among tropical cavity nesters: phylogeny and natural history evolution of parrots (Psittaciformes) and trogons (Trogoniformes). *Journal of Avian Biology*, 36, 64-73.
- Brito, D. (2009). Análise de viabilidade de populações: uma ferramenta para a conservação da biodiversidade no Brasil. *Oecologia Brasiliensis*, 13, 452-469.
- Brockington, D., & Igoe, J. (2006). Eviction for conservation: A global overview. *Conservation and Society*, 4(3), 424-470.
- Brockington, D., & Wilkie, D. (2015). Protected areas and poverty. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1681), 20140271. <https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0271>
- Campos, I. B., Lugarini, C., Sousa, A., Barbosa, A. E. A., Miyaki, C. Y., Aguilar, T. M., et al. (2012). Análise de viabilidade populacional de uma população de arara-azul-de-lear. In C. Lugarini et al., *Plano de ação nacional para a conservação da arara-azul-de-lear* (pp. 46-54).
- Cannon, S. E., Moore, J. W., Adams, M. S., Degai, T., Griggs, E., Griggs, J. A., Marsden, T., Reid, A. J., Sainsbury, N. C., Stirling, K. M., Barnes, A. A. Y. S., Benson, R., Burrows, D., Chamberlin, G. R., Charley, B., Dick, D. M., Duncan, A. T., Liddle, K. K. M., Paul, M., & Wilson, K. B. (2024). Taking care of knowledge, taking care of salmon: towards Indigenous data sovereignty in an era of climate change and cumulative effects. *FACETS*, 9, 1. <https://doi.org/10.1139/facets-2023-0135>
- Carignan, V., & Villard, M.-A. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78(1), 45-61. <https://doi.org/10.1023/A:1016136723584>
- Caro, T. M., & O'Doherty, G. (1999). On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology*, 13(4), 805-814. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98338.x>
- Carroll, C., Parks, S. A., Dobrowski, S. Z., & Roberts, D. R. (2018). Climatic, topographic, and anthropogenic factors determine connectivity between current and future climate analogs in North America. *Global Change Biology*, 24(11), 5318-5331. <https://doi.org/10.1111/gcb.14373>
- Carver, S. (2016). Rewilding... conservation and conflict. *Ecos*, 37(2), 2-10.

- Carver, S., Convery, I., Hawkins, S., Beyers, R., Eagle, A., Kun, Z., ... & Soulé, M. (2021). Guiding principles for rewilding. *Conservation Biology*, 35(6), 1882–1893.
- Cavalcanti, L. C., Rafael, L. M., Barbosa, L. C. S., Braz, A. M., & Ramos, J. (2020). Can landscape units map help the conservation of Spix's Macaw (*Cyanopsitta spixii*)?. *Ra'e Ga*, 49, 181–199.
- Moraes Jr, E.A. (2012). The status of the jaguar in the Cerrado. *Cat News Special Issue*, 7, 25–28.
- CEPF/IEB. (2022). Plano de Desenvolvimento Territorial de Base Conservacionista do Mosaico Sertão-Veredas-Peruaçu. Brasília: IEB.
- Cid, B., Figueira, L., de T. e Mello, A. F., Pires, A. S., & Fernandez, F. A. (2014). Short-term success in the reintroduction of the red-humped agouti *Dasyprocta leporina*, an important seed disperser, in a Brazilian Atlantic Forest reserve. *Tropical Conservation Science*, 7(4), 796–810.
- CITES - Secretariat of the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora . (2022). *Decision 19.111: Jaguar (Panthera onca)*. <https://cites.org/eng/node/134793>
- CITES - Secretariat of the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora . (2022). *Notification to the Parties No. 2025/023 – Range-wide plan for jaguar (Panthera onca)*. <https://cites.org/sites/default/files/notifications/E-Notif-2025-023.pdf>
- Clavero, M., & García-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(3), 110.
- Cliff, N. (1993). Dominance statistics: Ordinal analyses to answer ordinal questions. *Psychological bulletin*, 114(3), 494.
- CMS - Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals. (2020). *Proposal for the inclusion of the jaguar (Panthera onca) in Appendices I and II of the CMS*. https://www.cms.int/sites/default/files/document/cites-cms_jrs1_doc.3_programme-of-work-for-a-range-wide-jaguar-initiative_e.pdf
- Costanza, J. K., & Terando, A. J. (2019). Landscape connectivity planning for adaptation to future climate and land-use change. *Current Landscape Ecology Reports*, 4(1), 1–13. <https://doi.org/10.1007/s40823-019-0035-2>

- Cook, S., et al. (2024). Marine protected areas and fishing community well-being. *Marine Policy*, 162, 105915. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2024.105915>
- Cordeiro, A. L. & Vasconcelos, D. (2017). *Mosaico Sertão Veredas–Peruaçu: Gestão integrada e participativa de uma paisagem cultural no Cerrado brasileiro*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente / Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).
- Cordeiro, E. M., & Vasconcelos, A. M. A. (2017). Sob as vestes de sertão veredas, o gerais. A resistência cotidiana no sertão do Ibama. *Ambiente & Sociedade*, 20(4), 163-182.
- Corson, C., & Campbell, L. M. (2023). Conservation at a crossroads: governing by global targets, innovative financing, and techno-optimism or radical reform? *Ecology and Society*, 28(2). <https://doi.org/10.5751/es-13795-280203>
- Crooks, K. R., & Sanjayan, M. (Eds.). (2006). *Connectivity conservation*. Cambridge University Press.
- Daily, G. C., & Matson, P. A. (2008). Ecosystem services: From theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), 9455. <https://doi.org/10.1073/pnas.0804960105>
- Dayton, P. K. (1972). Toward an understanding of community resilience and the potential effects of enrichments to the benthos at McMurdo Sound, Antarctica. *Proceedings of the Colloquium on Conservation Problems*, 81–96.
- De la Torre, J. A., González-Maya, J. F., Zarza, H., Ceballos, G., & Medellín, R. A. (2017). The jaguar's spots are darker than they appear: Assessing the global conservation status of the jaguar *Panthera onca*. *Oryx*, 52(2), 300–315. <https://doi.org/10.1017/S0030605316001046>
- Donadio, E., Di Martino, S., & Heinen, S. (2022). Rewilding Argentina: Lessons for the 2030 biodiversity targets. *Nature*, 603(7900), 225–227.
- Duffy, R. (2019). Why we must question the militarisation of conservation. *Biological Conservation*, 232, 66–73. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.013>
- Duraiappah, A. K. (1998). Poverty and environmental degradation: A review and analysis of the nexus. *World Development*, 26(12), 2169-2179.
- Efron, B., & Tibshirani, R. J. (1994). *An introduction to the bootstrap*. Chapman and Hall/CRC.
- Eisenberg, C. (2014). *The Carnivore Way*. Island Press/Center for Resource Economics eBooks. <https://doi.org/10.5822/978-1-61091-208-2>

- Eisenberg, J. F., & Redford, K. H. (2000). *Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. University of Chicago Press.
- Ekblom, A., Shoemaker, A., Gillson, L., Lane, P., & Lindholm, K. (2019). Conservation through Biocultural Heritage—Examples from Sub-Saharan Africa. *Land*, 8(1), 5. <https://doi.org/10.3390/land8010005>
- Ellison, A. M., Bank, M. S., Clinton, B. D., Colburn, E. A., Elliott, K., Ford, C. R., ... Foster, D. R. (2005). Loss of foundation species: Consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(9), 479–486. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003\[0479:LOFSCF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0479:LOFSCF]2.0.CO;2)
- Ernoul, L., Mathevet, R., Beck, N., & Legeay, L. (2009). Community-based Conservation in Action: What does it Really Imply in Terms of Investment? *Conservation and Society*, 7(3), 205. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.64734>
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., et al. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science*, 333(6040), 301–306. <https://doi.org/10.1126/science.1205106>
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515.
- Ferraz, K. M. P. M. D. B., Morato, R. G., Bovo, A. A. A., da Costa, C. O. R., Ribeiro, Y. G. G., de Paula, R. C., & Traylor-Holzer, K. (2021). Bridging the gap between researchers, conservation planners, and decision makers to improve species conservation decision-making. *Conservation Science and Practice*, 3(2), e330.
- Fieberg, J., Signer, J., Smith, B., & Avgar, T. (2021). A ‘How to’ guide for interpreting parameters in habitat-selection analyses. *Journal of Animal Ecology*, 90(5), 1027-1043.
- Foster, V. C., Sarmiento, P., Sollmann, R., Tôrres, N., Jácomo, A. T., Negrões, N., & Silveira, L. (2013). Jaguar and Puma Activity Patterns and Predator-Prey Interactions in Four Brazilian Biomes. *Biotropica*, 45(3), 373-379.
- Fougères, D., Jones, M., McElwee, P., Andrade, Á., & Edwards, S. R. (2022). Transformative Conservation of Ecosystems. *Global Sustainability*, 1. <https://doi.org/10.1017/sus.2022.4>
- Franco, J. L. D. A. (2013). O conceito de biodiversidade e a história da biologia da conservação: da preservação da wilderness à conservação da biodiversidade. *História (São Paulo)*, 32, 21-48.

- Frank, B. (2015). Human–Wildlife Conflicts and the Need to Include Tolerance and Coexistence: An Introductory Comment. *Society & Natural Resources*, 29(6), 738. <https://doi.org/10.1080/08941920.2015.1103388>
- Fraser, C. (2014). *Rewilding the world: Dispatches from the conservation revolution* (eBook). Macmillan Publishers. <https://us.macmillan.com/books/9781429924528/rewildingtheworld>
- Funatura - Fundação Pró-Natureza. (2019). Plano de Desenvolvimento Territorial de Base Conservacionista do Mosaico Sertão Veredas – Peruaçu.
- Funatura. (2019). Plano de ação territorial para conservação da onça-pintada no bioma Cerrado: PAT Onça-Pintada. Fundação Pró-Natureza.
- Galetti, M., Pires, A. S., Brancalion, P. H., & Fernandez, F. A. (2017). Reversing defaunation by trophic rewilding in empty forests. *Biotropica*, 49(1), 5–8.
- Ghosh, D., Chatterjee, P., & Mondal, K. (2017). Biodiversity conservation through ecologically sustainable strategies. *Journal of Applied Ecology and Environmental Sciences*, 3(3), 28. <https://doi.org/10.5281/zenodo.830148>
- Giacomini, H. C. (2007). Sete motivações teóricas para o uso da modelagem baseada no indivíduo em ecologia. *Acta Amazonica*, 37, 431-446.
- Gittleman, J. L. (Ed.). (1989). *Carnivore behavior, ecology, and evolution*. Springer US.
- Gollan, N., et al. (2020). “It’s not just about fish”: Assessing the social impacts of marine protected areas on coastal communities. *PLOS ONE*, 15(12), e0243141. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0243141>
- Gomides, S. C., Machado, T. M., Evangelista-Vale, J. C., Martins-Oliveira, A. T., Pires-Oliveira, J. C., Muller, A., Rosa, L. B., et al. (2021). Assessing species reintroduction sites based on future climate suitability for food resources. *Conservation Biology*, 35, 1821-1832.
- Groves, C. R., Game, E. T., Anderson, M. G., Cross, M., Enquist, C., Ferdaña, Z., ... & Girvetz, E. (2012). Incorporating climate change into systematic conservation planning. *Biodiversity and Conservation*, 21(7), 1651–1671. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0269-3>
- Gulati, S., et al. (2021). Human casualties are the dominant cost of human–wildlife conflict. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(35), e1921338118. <https://doi.org/10.1073/pnas.1921338118>

- Haag, T., Santos, A. S., Sana, D. A., Morato, R. G., Cullen Jr, L., Crawshaw, P. G., Angelo, C., Di Bitetti, M. S., Salzano, F. M., & Eizirik, E. (2010). The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). *Molecular Ecology*, 19(22), 4906-4921.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Gross, J. L., Iannone, K. R., & Levey, D. J. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052.
- Hannah, L. (2008). Protected areas and climate change. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134(1), 201–212. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.009>
- Harris, R. B. (2020). A review of livestock compensation programs: Financial instruments to pay for predator conservation and encourage human-carnivore coexistence. Western Landowners Alliance.
- Hazzah, L., Dolrenry, S., Naughton-Treves, L., Edwards, C. T. T., Mwebi, O., Kearney, F., & Frank, L. (2014). Efficacy of two lion conservation programs in Maasailand, Kenya. *Conservation Biology*, 28(3), 851–860.
- He, S., Yang, L., & Min, Q. (20). Community Participation in Nature Conservation: The Chinese Experience and Its Implication to National Park Management. *Sustainability*, 12(11), 4760. <https://doi.org/10.3390/su121104760>
- Heller, N. E., & Zavaleta, E. S. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142(1), 14–32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.006>
- Hilty, J. A., Lidicker Jr, W. Z., & Merenlender, A. M. (2006). *Corridor ecology: The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press.
- Hintz, J. (2007). Some Political Problems for Rewilding Nature. *Ethics, Place & Environment*, 10(2), 177. <https://doi.org/10.1080/13668790701344774>
- Hohenlohe, P. A., Funk, W. C., & Rajora, O. P. (20). Population genomics for wildlife conservation and management. *Molecular Ecology*, 30(1), 62. <https://doi.org/10.1111/mec.15720>
- Hoogsteijn, R., & Mondolfi, E. (1992). El jaguar, *Panthera onca*, en Venezuela. *Vida Silvestre Neotropical*.
- Hoogsteijn, R., & Mondolfi, E. (1992). *The Jaguar*. Armitano Editores.

- IBGE. (2022). Cidades e Estados. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/curaca/panorama>
- IBGE. (2022). Produto Interno Bruto dos Municípios 2021. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (2009). Plano de Manejo Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. Brasília, DF: ICMBio.
- ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (2010). Plano de Manejo Parque Nacional Grande Sertão Veredas. Brasília, DF: ICMBio.
- ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (2018). Portaria nº 612, de 22 de junho de 2018. Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Grandes Felinos - PAN Grandes Felinos. <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/pan/pan-grandes-felinos/1-ciclo/pan-grandes-felinos-portaria-aprovacao.pdf>
- ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (2019). Portaria ICMBio nº 353, de 25 de julho de 2019. Aprova o segundo ciclo de gestão do Plano de Ação Nacional para a Conservação da Ararinha-azul - PAN Ararinha-azul. Diário Oficial da União, Seção 1, Edição 143, 95.
- ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (2025). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE. <https://salve.icmbio.gov.br/>
- ICMBio. (2018). Metodologia para elaboração, monitoramento e avaliação de Planos de Ação Nacional para Conservação de Espécies Ameaçadas (PAN). Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
- Infield, M., Entwistle, A., Anthem, H., Mugisha, A., & Phillips, K. (2017). Reflections on cultural values approaches to conservation: lessons from 20 years of implementation. *Oryx*, 52(2), 220. <https://doi.org/10.1017/s0030605317000928>
- IUCN. (2023). IUCN SSC guidelines on human-wildlife conflict and coexistence. First edition. Gland, Switzerland: IUCN.
- IUCN/SSC Human-Wildlife Conflict & Coexistence Specialist Group. (2023). *IUCN SSC Guidelines on Human-Wildlife Conflict and Coexistence* (1^a ed.). Gland: IUCN. <https://doi.org/10.2305/YGIK2927>

- IUCN/SSC Species Conservation Planning Sub-Committee. (2017). Guidelines for Species Conservation Planning (v1.0). Cambridge/Gland: IUCN.
<https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.18.en>
- IUCN/SSC. (2008). Strategic Planning for Species Conservation: A Handbook (v1.0). Gland/Cambridge: IUCN Species Survival Commission.
- IUCN/SSC. (2013). Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission.
<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2013-009.pdf>
- IUCN/SSC. (2014). Guidelines on the use of ex situ management for species conservation. IUCN.
<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2014-064.pdf>
- Jachowski, D. S., Gitzen, R. A., Grenier, M. B., Holmes, B., & Millspaugh, J. J. (2011). The importance of thinking big: Large-scale prey conservation drives black-footed ferret reintroduction success. *Biological Conservation*, 144, 1560–1566.
- Jansen, L. J. M., & Kalas, P. P. (20). Improving Governance of Tenure in Policy and Practice: A Conceptual Basis to Analyze Multi-Stakeholder Partnerships for Multi-Stakeholder Transformative Governance Illustrated with an Example from South Africa. *Sustainability*, 12(23), 9901. <https://doi.org/10.3390/su12239901>
- Jarić, I., Ebenhard, T., & Lenhardt, M. (2010). Population viability analysis of the Danube sturgeon populations in a Vortex simulation model. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 20, 219-237.
- Johnson, D. H. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61, 65-71.
- Jones, C. G., Lawton, J. H., & Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69(3), 373–386. <https://www.jstor.org/stable/3545850>
- Jones, F. A., Hardenbol, A. A., Hekkala, A. M., Ekström, A. L., Jönsson, M., Koivula, M., ... & Sjögren, J. (2025). Partitioning Beta Diversity at Two Spatial Resolutions Reveals Biotic Homogenisation With Habitat Degradation. *Diversity and Distributions*, 31(9), e70080.
- Juniper, A. T., & Yamashita, C. (1991). The habitat and status of Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii*. *Bird Conservation International*, 1, 1-9.
- Juniper, T. (2002). *Spix's Macaw: the race to save the world's rarest bird*. New York, USA: Washington Square Press.

- Karakaya, E., & Sriwannawit, P. (2015). Barriers to the adoption of photovoltaic systems: The state of the art. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 49, 60. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.058>
- Kegamba, J. J., et al. (2024). The human and financial costs of conservation for local communities. *One Earth*, 7(7), 969–984. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2024.06.012>
- Kierulff, M. C. M., Ruiz-Miranda, C. R., Procópio-de-Oliveira, P., Beck, B. B., Martins, A., Dietz, J. M., Rambaldi, D. M., & Baker, A. J. (2012). The golden lion tamarin *Leontopithecus rosalia*: A conservation success story. *International Zoo Yearbook*, 46(1), 36–45.
- Kujala, H., Moilanen, A., Araújo, M. B., & Cabeza, M. (2013). Conservation planning with uncertain climate change projections. *PLOS ONE*, 8(2), e53315. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053315>
- Lacy, R. C. (2000). Structure of the VORTEX simulation model for population viability analysis. *Ecological Bulletins*, 48, 191-203.
- Lacy, R. C., & Pollak, J. P. (2014). *Vortex: a stochastic simulation of the extinction process*. Version 10.0. Brookfield, IL, USA: Chicago Zoological Society.
- Lacy, R. C., & Breininger, D. R. (2021). Population Viability Analysis (PVA) as a platform for predicting outcomes of management options for the Florida Scrub-Jay in Brevard County.
- Lacy, R. C., Miller, P. S., & Traylor-Holzer, K. (2021). *Vortex 10 user's manual*. IUCN SSC Conservation Breeding Specialist Group, and Chicago Zoological Society. Apple Valley, Minnesota, USA.
- Lacy, R. C., & Pollak, J. (2023). *Vortex: a stochastic simulation of the extinction process (version 10.6.0)*. Brookfield: Chicago Zoological Society.
- Lambeck, R. J. (1997). Focal species: A multi-species approach to ecosystem management. *Conservation Biology*, 11(4), 849–856. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96319.x>
- Lees, C., Rutschmann, A., Santure, A. W., & Beggs, J. R. (2021). Science-based, stakeholder-inclusive and participatory conservation planning helps reverse the decline of threatened species. *Biological Conservation*, 260, 109194. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109194>
- Lélé, S., Springate-Baginski, O., Lakerveld, R., Deb, D., & Kumar, P. (2013). Ecosystem Services: Origins, Contributions, Pitfalls, and Alternatives. *Conservation and Society*, 11(4), 343. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.125752>

- Lima, P. C. A. D., & Franco, J. L. D. A. (2014). As RPPNs como estratégia para a conservação da biodiversidade: o caso da Chapada dos Veadeiros. *Sociedade & Natureza*, 26(1), 113-125.
- Lima, J. G. A. (2022). A história da Fundação Grupo Boticário de proteção à natureza e o monitoramento de fauna na reserva Serra do Tombador. (Dissertação de Mestrado). Universidade de Brasília, Brasília. <https://repositorio.unb.br/handle/10482/44403>
- Lorimer, J., Sandom, C., Jepson, P., Doughty, C., Barua, M., & Kirby, K. J. (2015). Rewilding: Science, practice, and politics. *Annual Review of Environment and Resources*, 40(1), 39–62.
- Lugarini, C., & Vercillo, U. E. (2021). Como Realizar a Gestão de um Projeto de Alto Risco? O Relato da Repatriação das Ararinhas-azuis ao Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 11(1), 1-16. <https://doi.org/10.37002/biobrasil.v11i1.1880>
- Lugarini, C., Vercillo, U., Purchase, C., Watson, R., & Schischakin, N. (2021). A Conservação da Ararinha-azul, *Cyanopsitta spixii* (Wagler, 1832): Desafios e Conquistas. *BioBrasil*, 11(3).
- Malchow, A. K., Bocedi, G., Palmer, S. C., Travis, J. M., & Zurell, D. (2021). RangeShiftR: an R package for individual-based simulation of spatial eco-evolutionary dynamics and species' responses to environmental changes. *Ecography*, 44(10), 1443-1452.
- Manly, B. F., McDonald, L. L., Thomas, D. L., McDonald, T. L., & Erickson, W. P. (2002). Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Marchini, S., Ferraz, K. M. P. M. B., Foster, V. C., Reginato, T., Kotz, A., Barros, Y., Zimmermann, A., & Macdonald, D. W. (2021). Planning for Human-Wildlife Coexistence: Conceptual Framework, Workshop Process, and a Model for Transdisciplinary Collaboration. *Frontiers in Conservation Science*, 2. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.752953>
- Marcovaldi, M. Â., & Marcovaldi, G. G. dei. (1999). Marine turtles of Brazil: The history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. *Biological Conservation*, 91(1), 35–41.
- Marcuk, V., Purchase, C., de Boer, D., Bürkle, M., & Scholtyssek, K. (20). Qualitative description of the submission and agonistic behavior of the Spix's Macaw (*Cyanopsitta spixii*, Spix 1824), with special reference to the displacement displays. *Journal of Ethology*, 38, 253-270.
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>

- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>
- Martin, A., Bunnefeld, N., & Edwards, D. M. (2021). Taming rewilding-from the ecological to the social: How rewilding discourse in Scotland has come to include people. *Land Use Policy*, 111, 105677.
- Martins, G. I. (2019). Conservação da natureza e gestão integrada no mosaico Sertão-Veredas/Peruaçu. *Revista do Instituto de Geociências e Ciências Exatas – UNESP*, 43(3), 138–159.
- Matthiopoulos, J., Fieberg, J. R., & Aarts, G. (2023). Species-Habitat Associations: Spatial data, predictive models, and ecological insights.
- Mavanza, M., & Grossman, A. A. (2007). Conservation and family planning in Tanzania: The TACARE experience. *Population and Environment*, 28(4–5), 267–273.
- McCain, E. B., & Childs, J. L. (2008). Evidence of Resident Jaguars (*Panthera onca*) in the Southwestern United States and the Implications for Conservation. *Journal of Mammalogy*, 89(1), 1–10.
- McIntyre, O. (2004). The Emergence of an ‘Ecosystem Approach’ to the Protection of International Watercourses under International Law. *Review of European Community & International Environmental Law*, 13(1), 1. <https://doi.org/10.11/j.1467-9388.2004.00379.x>
- McNeely, J. (2009). The IUCN Species Survival Commission: A conservation network. *S.A.P.I.EN.S*, 2(2), 1–9.
- McRae, B. H., Beier, P., Baudry, M., & Theobald, D. (2008). Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, 89(10), 2712–2724.
- Mech, L. D., & Boitani, L. (Eds.). (2003). *Wolves: Behavior, ecology, and conservation*. University of Chicago Press.
- Melo, P. R., Dias, L. G., & Andrade Franco, J. L. (2016). Realização social da natureza pelo turismo na Chapada dos Veadeiros. *Caderno Virtual de Turismo*, 16(2), 85–98.
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In Springer eBooks (p. 3). Springer Nature. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1

- MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). (2015). Resultados da 2ª Atualização das Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade dos Biomas Cerrado, Pantanal e Caatinga. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brazil.
- MMA. (2016). Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. Ministério do Meio Ambiente.
- MMA. (2018). Portaria nº 444, de 26 de novembro de 2018. Estratégia Nacional para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção.
- Moilanen, A., Lehtomäki, J., Kujala, H., et al. (2013). Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software*, 47, 128–137. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.05.001>
- Moraes Jr, E. A. (2012). The status of the jaguar in the Cerrado. *CAT News Special*, 7, 25-28.
- Moraes Jr., E. A. (2012). Plano de Ação Nacional para a Conservação da Onça-Pintada no Cerrado e Pantanal: Avaliação e Atualização. ICMBio.
- Morato, R. G., de Mello Beisiegel, B., Ramalho, E. E., de Campos, C. B., & Boulhosa, R. L. P. (2013). Avaliação do risco de extinção da onça-pintada *Panthera onca* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(1), 122-132.
- Morato, R. G., Sollmann, R., Tôrres, N. M., & Silveira, L. (2014). Identification of priority conservation areas and potential corridors for jaguars in the Caatinga biome, Brazil. *PloS One*, 9(4), e92950.
- Morato, R. G., Connette, G. M., Stabach, J. A., de Paula, R. C., Ferraz, K. M. P. M. de B., Kantek, D. L. Z., Miyazaki, S. S., Pereira, T. D. C., Cruz, P., Lima, F., Cullen, L., Sana, D., Ramalho, E. E., Carvalho, M., Silva, M. X., Moraes, M. F. D., Vogliotti, A., May Jr., J. A., Haberfeld, M., ... Leimgruber, P. (2018). Resource selection in an apex predator and variation in response to local landscape characteristics. *Biological Conservation*, 228, 233–240. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.022>
- Morato, R.G.; Saranholi, B.H.; Campos, C.B.; Dias, D.M.; Eizirik, E.; Fragoso, C.E.; Azevedo, F.C.; Lemos, F.G.; Guilherme, M.B.F.; Oliveira, T.G.; Tirelli, F.P. 2023. *Panthera onca* (Linnaeus, 1758). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. Disponível em: <https://salve.icmbio.gov.br> DOI: [10.37002/salve.ficha.14015.2](https://doi.org/10.37002/salve.ficha.14015.2) - Acesso em: 15 de out. de 2025.

- Morehouse, A. T., et al. (2020). Carnivores and communities: A case study of human-carnivore coexistence programming. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 2. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00002>
- Mulrennan, M. E., Mark, R., & Scott, C. (2012). Revamping community-based conservation through participatory research. *Canadian Geographies/Géographies Canadiennes*, 56(2), 243. <https://doi.org/10.111/j.1541-0064.2012.00415.x>
- Mutillod, C., Buisson, É., Mahy, G., Jaunatre, R., Bullock, J. M., Tatin, L., & Dutoit, T. (2024). Ecological restoration and rewilding: Two approaches with complementary goals? *Biological Reviews*, 99(3), 820–836.
- Nora, D. (2022). Desenvolvimento territorial com base na conservação de onças-pintadas (*Panthera onca*) no Brasil. *Ambiente & Sociedade*, 25.
- Normande, I. C., Luna, F. O., Malhado, A. C. M., Borges, J. C. G., Junior, P. C. V., Attademo, F. L. N., & Ladle, R. J. (2015). Eighteen years of Antillean manatee *Trichechus manatus manatus* releases in Brazil: Lessons learnt. *Oryx*, 49(2), 338–344.
- Northrup, J. M., Vander Wal, E., Bonar, M., Fieberg, J., Laforge, M. P., Leclerc, M., ... & Gerber, B. D. (2022). Conceptual and methodological advances in habitat-selection modeling: guidelines for ecology and evolution. *Ecological Applications*, 32(1), e02470.
- Noss, R. F., & Cooperrider, A. Y. (1994). *Saving nature's legacy: Protecting and restoring biodiversity*. Island Press.
- Nowak, R. M. (1991). Species hybridization and protection of endangered animals. *Science*, 253(5017), 250-251.
- Nowak, R. M. (1991). *Walker's Mammals of the World* (5th ed.). The Johns Hopkins University Press.
- Nyaupane, G. P. (2023). The Role of Tourism in Sustainable Development Within Local-Global Dynamics. *Tourism Review International*, 27(3), 177. <https://doi.org/10.3727/154427223x16819417821813>
- Nyhus, P. J. (2016). Human–Wildlife Conflict and Coexistence. *Annual Review of Environment and Resources*, 41(1), 143-171. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085634>
- O Eco. (2017, maio 24). Ampliação do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros sob ataque. <https://oeco.org.br/blogs/salada-verde/30283-ampliacao-do-parque-nacional-da-chapada-dos-veadeiros-sob-ataque/>

- Oliveira-Santos, L. G. R., Moore, S. A., Severud, W. J., Forester, J. D., Isaac, E. J., Chenaux-Ibrahim, Y., Garwood, T., et al. (2021). Spatial compartmentalization: A nonlethal predator mechanism to reduce parasite transmission between prey species. *Science Advances*, 7, eabj5944.
- Ordiz, A., Aronsson, M., Persson, J., Støen, O., Swenson, J. E., & Kindberg, J. (2021). Effects of Human Disturbance on Terrestrial Apex Predators. *Diversity*, 13(2), 68. <https://doi.org/10.3390/d13020068>
- Pandey, H. P., Maraseni, T., Apan, A., & Zhang, H. (2025). Review Articles on Ecological Resettlements: Insights, Gaps, and Pathways. *Sustainability*, 17(9), 4094. <https://doi.org/10.3390/su17094>
- Parlato, E. H., & Armstrong, D. P. (2018). Predicting reintroduction outcomes for highly vulnerable species that do not currently coexist with their key threats. *Conservation Biology*, 32(6), 1346-1355.
- Parmesan, C., & Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421(6918), 37-42.
- Paviolo, A., De Angelo, C., Ferraz, K. M., Morato, R. G., Pardo, J. M., Srbeek-Araujo, A. C., & Velázquez, M. C. (2016). A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. *Scientific Reports*, 6(1), 1-16.
- Pe'er, G., Matsinos, Y. G., Johst, K., Franz, K. W., Turlure, C., Radchuk, V., Malinowska, A. H., et al. (2013). A protocol for better design, application, and communication of population viability analyses. *Conservation Biology*, 27(4), 644–656. <https://doi.org/10.1111/cobi.12076>
- Petrucha, M. E., Donner, D. M., & Bocetti, C. I. (2023). An annotated bibliography of the Kirtland's warbler (*Setophaga kirtlandii*) (GTR-NRS-214). Newtown Square, PA: U.S. Forest Service. <https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-214>
- Porto, A. C., Linares, J. A. H., & Neto, G. B. S. (2011). Análise da estrutura e dinâmica da paisagem do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. In *Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR, Curitiba, INPE* (p. 3057).
- Portugal, M. P., Morato, R. G., de Barros, K. M. P. M., Rodrigues, F. H. G., & Jacobi, C. M. (2020). Priority areas for jaguar *Panthera onca* conservation in the Cerrado. *Oryx*, 54(6), 854-865.

- Power, M. E., Tilman, D., Estes, J. A., Menge, B. A., Bond, W. J., Mills, L. S., ... Paine, R. T. (1996). Challenges in the quest for keystones. *BioScience*, 46(8), 609–620. <https://doi.org/10.2307/1312990>
- Proceedings of the National Academy of Sciences, 115(14), 3404-3409.
- Pucek, Z. (Ed.). (2004). *European Bison: Status Survey and Conservation Action Plan*. Gland/Cambridge: IUCN.
- Purchase, C., Lugarini, C., Purchase, C., Ferreira, A., Vercillo, U. E., Stafford, M. L., & White, T. H., Jr. (2024). Reintroduction of the extinct-in-the-wild Spix's macaw (*Cyanopsitta spixii*) in the Caatinga Forest Domain of Brazil. *Diversity*, 16(2), 80.
- Rasmussen, J. B. (2023). Advancing Environmental Justice through the Integration of Traditional Ecological Knowledge into Environmental Policy. *Challenges*, 14(1), 6. <https://doi.org/10.3390/challe14010006>
- Reed, J., Barlow, J., Carmenta, R., van Vianen, J., & Sunderland, T. (2019). Engaging multiple stakeholders to reconcile climate, conservation and development objectives in tropical landscapes. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 37, 30-36.
- Ripple, W. J., Beschta, R. L., Wolf, C., Levi, T., & Laliberte, A. S. (2016). Role of protected areas for conserving biodiversity and buffering species from climate change. *Conservation Biology*, 30(3), 616-628.
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., & Schmitz, O. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484.
- Roberge, J.-M., & Angelstam, P. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*, 18(1), 76–85. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00450.x>
- Rodrigues, A. S. L., & Brooks, T. M. (2007). Shortcuts for biodiversity conservation planning: The effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38, 713–737. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095737>
- Romero-Muñoz, A., Torres, R., Noss, A. J., Giordano, A. J., Quiroga, V., Thompson, J. J., & Kuemmerle, T. (2019). Habitat loss and overhunting synergistically drive the extirpation of jaguars from the Gran Chaco. *Diversity and Distributions*, 25(2), 176-190.

- Ruiz-Miranda, C. R., Beck, B. B., Kleiman, D. G., Martins, A., Dietz, J. M., Rambaldi, D. M., ... & Baker, A. (2010). Re-introduction and translocation of golden lion tamarins, Atlantic Coastal Forest, Brazil: The creation of a metapopulation. In P. S. Soorae (Ed.), *Global Re-introduction Perspectives: Additional Case-Studies from Around the Globe* (pp. 225–230). IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group.
- Runge, C. A., Withey, J. C., Naugle, D. E., Fargione, J. E., Helmstedt, K. J., Larsen, A. E., Martinuzzi, S., & Possingham, H. P. (2019). Single-species conservation as an umbrella for management of landscape threats. *PLOS ONE*, 14(1), e0209619. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209619>
- Sanborn, T., & Jung, J. (2021). Intersecting Social Science and Conservation. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.676394>
- Sanderson, E. W., Redford, K. H., Vedder, A., Coppolillo, P. B., & Ward, S. E. (2002). A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning*, 58(1), 41–56. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00231-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00231-6)
- Saraiva, V. M., Franco, J. L. de A., Leuzinger, M. D., & Lima, F. A. R. (2008). GESTÃO INTEGRADA DE ÁREAS PROTEGIDAS E ESTRATÉGIAS DE DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL COM BASE NA CONSERVAÇÃO: DA PROPOSTA DO MOSAICO GRANDE SERTÃO VEREDAS - PERUAÇU. *Ambiente & Sociedade*, 11(2).
- Sawaya, M. A., Clevenger, A. P., & Kalinowski, S. T. (2013). **Demographic connectivity** for ursids at wildlife crossing structures. *Conservation Biology*, 27(4), 721–730. <https://doi.org/10.1111/cobi.12075>
- Sayer, J., Sunderland, T., Ghazoul, J., et al. (2013). Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(21), 8349–8356. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210595110>
- Seddon, P. J., Armstrong, D. P., & Maloney, R. F. (2007). Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation Biology*, 21(2), 303-312. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00627.x>
- Seddon, P. J., Armstrong, D. P., & Maloney, R. F. (2014). Reversing defaunation: restoring species in a changing world. *Science*, 345(6195), 406-412.

- Sergio, F., Newton, I., & Marchesi, L. (2008). Top predators and biodiversity: much debate, few data. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 992–999. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01489.x>
- Sharma, R., et al. (2013). Spatial genetic analysis reveals high connectivity of tigers in the Satpura–Maikal landscape. *Proceedings B / PLoS One* (open-access summary).
- Sick, H. (1997). *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Siddig, A. A. H., Ellison, A. M., Ochs, A., Villar-Leeman, C., & Lau, M. K. (2016). How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? *Ecological Indicators*, 60, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.036>
- Silva, C. L. G. D. (2016). Densidade e uso de habitat de psitacídeos na área de ocorrência histórica da extinta ararinha-azul. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal da Paraíba.
- Silva, D. C. B., Segalerba, M. D. B., & Brandão, R. A. (2016). A representatividade das reservas particulares do patrimônio natural (RPPN) no entorno do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, estado de Goiás, Brasil. *Heringeriana*, 9(2), 64–78.
- Silva, M., & Downing, J. A. (1995). The allometric scaling of density and body mass: a nonlinear relationship for terrestrial mammals. *The American Naturalist*, 145, 704-727.
- Silva, R. B. (2016). Unidades de conservação e uso público: As RPPNs da zona de amortecimento do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. (Dissertação de Mestrado). UFG.
- Silveira, L. (2004). *Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (Panthera onca) e onça parda (Puma concolor) no Cerrado e Pantanal*. (Tese de Doutorado). Universidade de Brasília, Brasília - DF.
- Silvestro, D., Gorla, S., Sterner, T., & Antonelli, A. (2022). Improving biodiversity protection through artificial intelligence. *Nature Sustainability*, 5(5), 415. <https://doi.org/10.1038/s41893-022-00851-6>
- Simberloff, D. (1998). Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83(3), 247–257. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00081-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00081-5)
- Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Ficetola, V. F., Soule, M. E., Cleveland, C. J., & Gurevitch, J. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(1), 58-66.

- Sobral-Souza, T., Lautenschlager, L., Morcatty, T. Q., Bello, C., Hansen, D., & Galetti, M. (2017). Rewilding defaunated Atlantic Forests with tortoises to restore lost seed dispersal functions. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(4), 300–307.
- Sollmann, R. (2011). Ecology and conservation of the jaguar (*Panthera onca*) in the Cerrado grasslands of central Brazil. (Tese de Doutorado).
- Soulé, M. E., & Noss, R. (1998). Rewilding and biodiversity: Complementary goals for continental conservation. *Wild Earth*, 8(3), 18–28.
- Soulé, M. E., & Simberloff, D. (1986). What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation*, 35(1), 19-40.
- Soulé, M. E., Estes, J. A., & Peters, R. L. (2014). *Collected Papers of Michael E. Soulé: Early Years in Modern Conservation Biology*.
- Soulé, M. E., Estes, J. A., Berger, J., & Del Rio, C. M. (2003). Ecological effectiveness: Conservation goals for interactive species. *Conservation Biology*, 17(5), 1238–1250.
- Spenceley, A., Habyalimana, S., Tusabe, R., & Mariza, D. (2010). Benefits to the poor from gorilla tourism in Rwanda. *Development Southern Africa*, 27(5), 647–662.
- Staehele, P., Rinder, M., & Kaspers, B. (2010). Avian bornavirus associated with fatal disease in psittacine birds. *Journal of Virology*, 84(13), 6269–6275. <https://doi.org/10.1128/JVI.02567-09>
- Strassburg, B. B. N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Kennedy, C., et al. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, 1, 0099. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Thévenin, C., Mouchet, M., Robert, A., Kerbiriou, C., & Sarrazin, F. (2018). Reintroductions of birds and mammals involve evolutionarily distinct species at the regional scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(14), 3404–3409. <https://doi.org/10.1073/pnas.1714599115>
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L., & Williams, S. E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970), 145–148. <https://doi.org/10.1038/nature02121>

- Tôrres, N. M., & Vercillo, U. E. (2012). Como ferramentas de modelagem de distribuição de espécies podem subsidiar ações de governo? *Natureza & Conservação*, 10(2), 228. <https://doi.org/10.4322/natcon.2012.023>
- Tortato, F. R., Izzo, T. J., Hoogesteijn, R., & Peres, C. A. (2017). The numbers of the beast: Valuation of jaguar (*Panthera onca*) tourism and cattle depredation in the Brazilian Pantanal. *Global Ecology and Conservation*, 11, 106–114.
- U.S. Fish & Wildlife Service. (1976). Kirtland's Warbler Recovery Plan. Washington, DC: USFWS.
- van Eeden, L. M., et al. (2018). Carnivore conservation needs evidence-based livestock protection. *PLOS Biology*, 16(9), e2005577. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2005577>
- Vercillo, U. E., Martins, A. C. M., Dalmolin, C. C., de Araújo, E. S., Marangon, G. M. C., Escarlate-Tavares, F., & de Andrade Franco, J. L. (2022). Espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção no Brasil: os planos de ação nacionais e suas contribuições para as metas globais de biodiversidade. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 59.
- Vercillo, U. E., Franco, J. L. D. A., Martins, A. C. M., Novaes, M. G., & Pereira, N. G. P. (2023). Action plans for species conservation are an important tool to meet global and national biodiversity targets—A study case in Brazil. *Journal for Nature Conservation*, 71, 126324.
- Vercillo, U., Oliveira-Santos, L. G., Novaes, M., Purchase, C., Purchase, C., Lugarini, C., ... & Franco, J. L. (2023). Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii* (Wagler, 1832) population viability analysis. *Bird Conservation International*, 33, e67.
- Vercillo, U., Novaes, M., Marcuk, V., & Purchase, C. (2024). On the brink again: the critical role of annual releases in saving Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii*. *Bird Conservation International*, 33, e67, 1-12.
- Vercillo, U. E., Marchini, S., Fritzsos, M. F. B. B., & Franco, J. L. D. A. (2025). Coexistence and habitat restoration planning for the reintroduction of Spix's macaw. *Conservation Biology*, e70105.
- Veríssimo, D., MacMillan, D. C., & Smith, R. J. (2011). Toward a systematic approach for identifying conservation flagships. *Conservation Letters*, 4(1), 1–8. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00151.x>
- Viehmann, T. (2021). Numerically more stable computation of the p-values for the two-sample Kolmogorov-Smirnov test. arXiv preprint arXiv:2102.08037.

- VijayKumar, R. (2019). Integrating Indigenous Knowledge and Traditional Practices for Biodiversity Conservation in a Modern World. *Environmental Reports*, 1(2), 4. <https://doi.org/10.51470/er.2019.1.2.04>
- Vilarta, M. R., Wittkoff, W., Lobato, C., Oliveira, R. D. A., Pereira, N. G. P., & Silveira, L. F. (2021). Reintroduction of the Golden Conure (*Guaruba guarouba*) in Northern Brazil: Establishing a Population in a Protected Area. *Diversity*, 13(5), 198.
- Walters, J. R., Derrickson, S. R., Fry, D. M., Haig, S. M., Marzluff, J. M., & Wunderle, J. M. (2010). Status of the California condor (*Gymnogyps californianus*) and efforts to achieve its recovery. *The Auk*, 127, 969–1001.
- Wanje, N. C. (2017). Drivers of Success for Community Based Natural Resource Projects in Coast Region of Kenya. *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources*, 3(5). <https://doi.org/10.19080/ijesnr.2017.03.555624>
- Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B., & Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515, 67–73. <https://doi.org/10.1038/nature13947>
- Weigand Jr., R. (2005). Desenvolvimento Territorial com Base Conservacionista: a conservação da natureza pode ser base da economia e do desenvolvimento econômico e social de um território. *Açaí Ponto Com Desenvolvimento e a Valorização da Biodiversidade*, 1(2), 7-10.
- Western, D., Tyrrell, P., Brehony, P., Russell, S., Western, G., & Kamanga, J. (20). Conservation from the inside-out: Winning space and a place for wildlife in working landscapes. *People and Nature*, 2(2), 279. <https://doi.org/10.1002/pan3.10077>
- White Jr, T. H., White, M., Stolen, E. D., & Collar, N. J. (2015). Improving reintroduction planning and implementation through quantitative SWOT analysis. *Journal for Nature Conservation*, 28, 149-159.
- White, T. H., Abreu, W., Benitez, G., Jhonson, A., Lopez, M., Ramirez, L., Rodriguez, I., Toledo, M., Torres, P., & Velez, J. (2021). Minimizing Potential Allee Effects in Psittacine Reintroductions: An Example from Puerto Rico. *Diversity*, 13(1), 13.
- White, T. H., Collar, N. J., Moorhouse, R. J., Sans, V., Stolen, E. D., & Brightsmith D. J. (2012). Psittacine reintroductions: Common denominators of success. *Biological Conservation*, 148, 106–115.
- White, T. H., Collazo, J. A., Dinsmore, S. J., & Llerandi-Román, I. (2014). Niche restriction and conservatism in a neotropical psittacine: the case of the Puerto Rican parrot. In B. Devore

- (Ed.), *Habitat Loss: Causes, Effects on Biodiversity and Reduction Strategies* (pp. 1–83). Nova Science Publishers.
- Wikramanayake, E. D., Dinerstein, E., Robinson, J. G., Karanth, U., Rabinowitz, A., Olson, D., ... & Bolze, D. (1998). An ecology-based method for defining priorities for large mammal conservation: The tiger as case study. *Conservation biology*, 12(4), 865-878.
- Wikramanayake, E., Dinerstein, E., Seidensticker, J., Karanth, U., Bryja, G., Foresti, C., & Griffiths, C. (2004). Designing a conservation landscape for tigers in human-dominated environments. *Conservation Biology*, 18(3), 839-844.
- Wikramanayake, E., McKNIGHT, M. E. G. H. A. N., Dinerstein, E., Joshi, A., Gurung, B., & Smith, D. (2004). Designing a conservation landscape for tigers in human-dominated environments. *Conservation Biology*, 18(3), 839-844.
- Wolf, C. M., Garland Jr, T., & Griffith, B. (1998). Predictors of avian and mammalian translocation success: reanalysis with phylogenetically independent contrasts. *Biological Conservation*, 86(2), 243-255.
- Worton, B. J. (1989). Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70(6), 164-168.
- Wüst, S. (2025). Elephant corridors in the KAZA TFCA: environmental infrastructures for a greener Anthropocene. *Review of Regional Research*. <https://doi.org/10.1007/s10037-025-00230-6>
- Zabala, A., et al. (2024). Challenges beyond reaching a 30% of area protection. *Nature Ecology & Evolution*, 8, 1139–1142. <https://doi.org/10.1038/s44185-024-00041-x>
- Zamboni, T., Di Martino, S., & Jiménez-Pérez, I. (2017). A review of a multispecies reintroduction to restore a large ecosystem: The Iberá Rewilding Program (Argentina). *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(4), 248–256).
- Zilko, J. P., Harley, D., Pavlova, A., & Sunnucks, P. (2021). Applying population viability analysis to inform genetic rescue that preserves locally unique genetic variation in a critically endangered mammal. *Diversity*, 13(8), 382.
- Wikramanayake, E., McKNIGHT, M. E. G. H. A. N., Dinerstein, E., Joshi, A., Gurung, B., & Smith, D. (2004). Designing a conservation landscape for tigers in human-dominated environments. *Conservation Biology*, 18(3), 839-844.

- Wikramanayake, E. D., Dinerstein, E., Robinson, J. G., Karanth, U., Rabinowitz, A., Olson, D., ... & Bolze, D. (1998). An ecology-based method for defining priorities for large mammal conservation: The tiger as case study. *Conservation biology*, 12(4), 865-878
- Zimmer, S. N., Holsinger, K. W., & Dawson, C. A. (2023). A field-validated ensemble species distribution model of *Eriogonum pelinophilum*, an endangered subshrub in Colorado, USA. *Ecology and Evolution*, 13(12), e10816.

MATERIAL SUPLEMENTAR

SCRIPT R – CORREDORES ONÇA-PINTADA

```
# PIPELINE COMPLETO (ETAPAS 1-10) – Seleção & Adequabilidade
# 1) Carregar pacotes #####
suppressPackageStartupMessages({
  library(terra)
  library(sf)
  library(gdistance)

  library(dplyr)
  library(tidyr)
  library(purrr)
  library(ggplot2)
  library(glue)
  library(readr)
  library(stringr)
  library(openxlsx)

  library(effsize) # Cliff's delta
})

# 2) Opções e pastas #####
dir.create("terra_tmp", showWarnings = FALSE)
terraOptions(tempdir = normalizePath("terra_tmp"), memfrac = 0.7)
dir.create("out_wi", showWarnings = FALSE)
dir.create("out_plots", showWarnings = FALSE)
dir.create("out_plots/wi", showWarnings = FALSE)
dir.create("out_plots/density", showWarnings = FALSE)
dir.create("out_plots/ecdf", showWarnings = FALSE)
dir.create("out_suit", showWarnings = FALSE)

clean_terra_temp <- function(verbose = TRUE) {
  f <- try(terra::tmpFiles(current = TRUE), silent = TRUE)
  if (!inherits(f, "try-error") && length(f) > 0L) {
    try(terra::tmpDelete(current = TRUE), silent = TRUE)
    if (verbose) message(glue(" - {length(f)} arquivos tmp removidos"))
  }
}

# 3) Dados de ENTRADA #####
# Rasters (seus arquivos reais)
distancia_aero <- rast("Resultados/Distância Aeroportos MTR.tif")
distancia_urban <- rast("Resultados/Distância Áreas Urbanas IBGE.tif")
distancia_ferro <- rast("Resultados/Distância Ferrovias MTR.tif")
distancia_hidrog <- rast("Resultados/Distância Hidrografia ANA.tif")
distancia_hidrov <- rast("Resultados/Distância Hidrovias MTR.tif")
distancia_rodovias <- rast("Resultados/Distância Rodovias MTR.tif")
distancia_indigenas <- rast("Resultados/Distância Terras Indigenas INPE.tif")
distancia_UC <- rast("Resultados/Distância Unidades de Conservação INPE.tif")
mapbiomas_reclass <- rast("Dados/MapBiomas
Reclassificado/MapBiomas_reclass_9_2023.tif")
solos_IBGE <- rast("Dados/IBGE/Solos IBGE reclassificado.tif")
vegetacao_IBGE <- rast("Dados/IBGE/Vegetação IBGE reclassificado.tif")
elevacao_SRTM <- rast("Dados/SRTM/MDE SRTM Retangulo Envolvente.tif")
declividade_SRTM <- rast("Dados/SRTM/Declividade SRTM.tif")

names(distancia_aero) <- "dist_aero"
names(distancia_urban) <- "dist_urb"
names(distancia_ferro) <- "dist_ferro"
names(distancia_hidrog) <- "dist_hidrog"
names(distancia_hidrov) <- "dist_hidrov"
names(distancia_rodovias) <- "dist_rod"
names(distancia_indigenas) <- "dist_ti"
names(distancia_UC) <- "dist_uc"
names(mapbiomas_reclass) <- "lulc"
names(solos_IBGE) <- "solo"
names(vegetacao_IBGE) <- "veg_ibge"
names(elevacao_SRTM) <- "elev"
names(declividade_SRTM) <- "slope"
```

```

rasters <- list(
  dist_aero = distancia_aero,
  dist_urb  = distancia_urban,
  dist_ferro = distancia_ferro,
  dist_hidrog = distancia_hidrog,
  dist_hidrov = distancia_hidrov,
  dist_rod   = distancia_rodovias,
  dist_ti    = distancia_indigenas,
  dist_uc    = distancia_UC,
  lulc       = mapbiomas_reclass, # categórico
  solo       = solos_IBGE,       # categórico
  veg_ibge   = vegetacao_IBGE,   # categórico
  elev       = elevacao_SRTM,
  slope      = declividade_SRTM
)

# Pontos de presença dos colares (sf)
# Retângulo completo
Ret_envolvente_total <- st_read("Dados/Retangulo Envolvente.shp")[,11]
# Retângulo apenas dos colares
Ret_envolvente <- st_read("Dados/Retangulo Envolvente colares.gpkg")
names(Ret_envolvente) <- "geometry"; st_geometry(Ret_envolvente) <- "geometry"
onca_sensores <- st_read("Dados/ONCA/Dados sensores.gpkg") %>% st_transform(x = ., crs =
st_crs(Ret_envolvente$geometry))
oncas_pts <- st_read("Dados/ONCA/Dados colares.gpkg") %>% st_transform(x = ., crs =
st_crs(Ret_envolvente$geometry))
if (!"id" %in% names(oncas_pts)) oncas_pts <- oncas_pts %>% mutate(id = 1L)

# 4) Configuração por variável (bins/labels) ####
cfg <- tibble::tribble(
  ~key, ~varname, ~categorical, ~breaks,
  "slope", "Declividade (°)", FALSE, list(c(0,3,8,20,45,90,Inf)),
  "elev", "Elevação (m)", FALSE, list("quantile:7"),
  "dist_hidrog", "Distância à hidrografia (m)", FALSE,
list(c(0,100,250,500,1000,2000,5000,10000,Inf)),
  "dist_hidrov", "Distância às hidrovias (m)", FALSE,
list(c(0,250,500,1000,2000,5000,10000,Inf)),
  "dist_rod", "Distância às rodovias (m)", FALSE,
list(c(0,250,500,1000,2000,5000,10000,Inf)),
  "dist_ferro", "Distância às ferrovias (m)", FALSE,
list(c(0,250,500,1000,2000,5000,10000,Inf)),
  "dist_aero", "Distância a aeroportos (m)", FALSE,
list(c(0,1000,2000,5000,10000,20000,50000,Inf)),
  "dist_urb", "Distância às áreas urbanas (m)", FALSE,
list(c(0,500,1000,2000,5000,10000,20000,Inf)),
  "dist_ti", "Distância a Terras Indígenas (m)", FALSE,
list(c(0,1000,2000,5000,10000,20000,50000,Inf)),
  "dist_uc", "Distância a UCs (m)", FALSE,
list(c(0,1000,2000,5000,10000,20000,50000,Inf)),
  "lulc", "Uso/Cobertura (MapBiomias 2023)", TRUE, list(NULL),
  "solo", "Tipo de Solo (IBGE)", TRUE, list(NULL),
  "veg_ibge", "Vegetação (IBGE)", TRUE, list(NULL)
)

# 5) ===== Funções auxiliares comuns =====
fmt_num <- function(x) ifelse(is.infinite(x), "Inf", formatC(x, format="fg", digits=6,
drop0trailing=TRUE))
make_bin_labels <- function(bks) {
  labs <- paste(head(bks, -1), "-", tail(bks, -1))
  labs <- gsub("- Inf$", "- Inf", labs)
  labs
}

# Cliff's delta + CLES em data.frame
cliffs_cles_df <- function(used, avail){
  cd <- tryCatch(efsize::cliff.delta(used, avail, conf.level = 0.95), error = function(e)
NULL)
  if (is.null(cd)) return(tibble(delta = NA_real_, cles = NA_real_, magnitude =
NA_character_))
  delta <- unname(cd$estimate)
  cles <- 0.5 + delta/2
  tibble(delta = delta, cles = cles, magnitude = cd$magnitude)
}

```

```

}

# 6) ===== ETAPAS 3-6: Função principal de análise =====
analyze_points_vs_raster <-
function(raster, points,
        varname = "Variável",
        categorical = FALSE,
        breaks = NULL,
        bg_per_used = 10,
        min_bg = 10000,
        equal_area_crs = "epsg:5880",
        bbox_buffer = 0.10,
        seed = 123,
        boot_ci = TRUE,
        B = 1000,
        id_col = NULL,
        cluster_boot = !is.null(id_col),
        progress_every = 100,
        cap_w = 3,
        cap_in_boot = TRUE){
  set.seed(seed)
  if (is.list(breaks) && length(breaks) == 1) breaks <- breaks[[1]]

  # --- Harmonizar CRS & área disponível = bbox com buffer percentual ---
  # bbox em CRS do 'points'
  bb <- st_bbox(points)
  xrange <- as.numeric(bb["xmax"] - bb["xmin"])
  yrange <- as.numeric(bb["ymax"] - bb["ymin"])
  bb_buf <- bb
  bb_buf["xmin"] <- bb["xmin"] - bbox_buffer * xrange
  bb_buf["xmax"] <- bb["xmax"] + bbox_buffer * xrange
  bb_buf["ymin"] <- bb["ymin"] - bbox_buffer * yrange
  bb_buf["ymax"] <- bb["ymax"] + bbox_buffer * yrange
  bbox_poly <- st_as_sf(bb_buf) |> st_as_sf()

  # reprojeter p/ equal-area (melhor p/ amostragem)
  if (!is.null(equal_area_crs)) {
    crs_str <- ifelse(is.numeric(equal_area_crs), paste0("epsg:", equal_area_crs),
equal_area_crs)
    points <- st_transform(points, crs_str)
    bbox_poly <- st_transform(bbox_poly, crs_str)

    if (categorical) {
      raster <- terra::project(raster, crs_str, method = "near") # preserva códigos
    } else {
      raster <- terra::project(raster, crs_str) # padrão (bilinear)
p/ contínuos
    }
  }

  # --- Amostragem disponível (bg) proporcional ao número de usados ---
  n_used <- nrow(points)
  n_bg <- max(min_bg, bg_per_used * n_used)
  bg_pts <- st_as_sf(spatSample(vect(bbox_poly), size = n_bg, method = "random")) |>
st_set_crs(st_crs(points))

  # --- Extrair valores usados x disponíveis ---
  used_vals <- terra::extract(raster, vect(points))
  bg_vals <- terra::extract(raster, vect(bg_pts))
  nm <- names(raster)[1]
  used <- as_tibble(used_vals) |> transmute(val = .data[[nm]], used = 1L) |>
filter(!is.na(val))
  avail <- as_tibble(bg_vals) |> transmute(val = .data[[nm]], used = 0L) |>
filter(!is.na(val))
  dat <- bind_rows(used, avail)

  # === CATEGÓRICO ===
  if (categorical) {
    # usar 'level' como a categoria (inteira)
    used_c <- used |> transmute(level = val, used = 1L)
    avail_c <- avail |> transmute(level = val, used = 0L)

    tab_used <- used_c |> count(level, name="u")
    tab_avail <- avail_c |> count(level, name="a")
  }
}

```

```

sel <- full_join(tab_used, tab_avail, by = "level") |>
  mutate(across(c(u,a), ~replace_na(.,0)),
         p_used = u / sum(u),
         p_avail = a / sum(a),
         w_raw = ifelse(p_avail > 0, p_used / p_avail, NA_real_),
         w = pmin(w_raw, cap_w),
         capped = w_raw > cap_w)

# Bootstrap (clusterizado por id se houver)
ci <- NULL
if (boot_ci) {
  # montar índice por individuo (se existir)
  if (!is.null(id_col) && id_col %in% names(points)) {
    ids <- as.character(points[[id_col]])
    used_df <- st_drop_geometry(points) |> transmute(level = used$val, id = ids) |>
filter(!is.na(level))
    ids_unique <- unique(used_df$id)
    boots <- map_dfr(seq_len(B), function(b){
      if (b %% progress_every == 0) cat(sprintf("\r bootstrap %d/%d", b, B))
      # reamostragem por cluster (ids)
      samp_ids <- sample(ids_unique, replace = TRUE)
      samp_rows <- unlist(map(samp_ids, ~ which(used_df$id == .x)))
      u_b <- used_df$level[samp_rows]
      tab_u <- as_tibble(u_b) |> count(value, name = "u")
      tab_a <- tab_avail
      tmp <- full_join(tab_u, tab_a, by = c("value"="level")) |>
        transmute(level = value,
                  u = replace_na(u, 0L),
                  a = replace_na(a, 0L),
                  p_used = u / sum(u),
                  p_avail = a / sum(a),
                  w = ifelse(p_avail > 0, p_used/p_avail, NA_real_))

      tmp
    })
  } else {
    # bootstrap simples (pontos)
    u_levels <- used_c$level
    boots <- map_dfr(seq_len(B), function(b){
      if (b %% progress_every == 0) cat(sprintf("\r bootstrap %d/%d", b, B))
      u_b <- sample(u_levels, replace = TRUE)
      tab_u <- as_tibble(u_b) |> count(value, name = "u")
      tab_a <- tab_avail
      tmp <- full_join(tab_u, tab_a, by = c("value"="level")) |>
        transmute(level = value,
                  u = replace_na(u, 0L),
                  a = replace_na(a, 0L),
                  p_used = u / sum(u),
                  p_avail = a / sum(a),
                  w = ifelse(p_avail > 0, p_used/p_avail, NA_real_))

      tmp
    })
  }
ci <- boots |> group_by(level) |>
  summarise(w_lo = quantile(w, 0.025, na.rm = TRUE),
            w_hi = quantile(w, 0.975, na.rm = TRUE),
            .groups = "drop")
if (cap_in_boot) ci <- ci |> mutate(w_lo = pmin(w_lo, cap_w), w_hi = pmin(w_hi,
cap_w))

sel <- sel |> left_join(ci, by = "level")
cat("\n")
}

# plots: apenas wi (categorias)
p3 <- ggplot(sel, aes(factor(level), w, group = 1)) +
  geom_hline(yintercept = 1, linetype = 2) +
  geom_point(size = 2) +
  geom_errorbar(aes(ymin = w_lo, ymax = w_hi), width = 0.2, na.rm = TRUE) +
  labs(x = varname, y = "Razão de seleção wi") +
  theme_bw(base_size = 12)

global_tests <- NULL # só fazemos testes globais para contínuas

return(list(
  density_plot = NULL,
  ecdf_plot = NULL,

```

```

    ks_test      = NULL,
    global_tests = global_tests,
    selection_table = sel,
    selection_plot = p3,
    data         = dat
  ))
}

# === CONTÍNUO ===
# Definir bins (se character "quantile:k", gera k-1 cortes)
if (is.null(breaks)) {
  breaks <- quantile(avail$val, probs = seq(0,1,0.2), na.rm = TRUE)
} else if (is.character(breaks) && grepl("^quantile:", breaks)) {
  k <- as.integer(strsplit(breaks, ":")[[1]][2])
  probs <- seq(0, 1, length.out = k)
  breaks <- quantile(avail$val, probs = probs, na.rm = TRUE)
}
breaks <- unique(sort(as.numeric(breaks)))
labs <- make_bin_labels(breaks)

# Tabelas por bin
tab_used <- used |> mutate(bin = cut(val, breaks, labels = labs, include.lowest =
TRUE)) |> count(bin, name = "u")
tab_avail <- avail |> mutate(bin = cut(val, breaks, labels = labs, include.lowest =
TRUE)) |> count(bin, name = "a")

sel <- full_join(tab_used, tab_avail, by = "bin") |>
  mutate(across(c(u,a), ~replace_na(.,0)),
         u_prop = u / sum(u),
         a_prop = a / sum(a),
         w_raw = ifelse(a_prop > 0, u_prop / a_prop, NA_real_),
         w      = pmin(w_raw, cap_w),
         capped = w_raw > cap_w)

# Plots densidade/ECDF
p1 <- ggplot(dat, aes(val, fill = factor(used, labels = c("Disponível","Usado")))) +
  geom_density(alpha = 0.4) +
  labs(x = varname, fill = NULL, y = "Densidade") +
  theme_bw(base_size = 12)

+

p2 <- ggplot(dat, aes(val, colour = factor(used, labels = c("Disponível","Usado"))))

  stat_ecdf(geom = "step") +
  labs(x = varname, colour = NULL, y = "F(x)") +
  theme_bw(base_size = 12)

# KS + Cliff's delta
ks <- suppressWarnings(ks.test(used$val, avail$val))
cd <- cliffs_cles_df(used$val, avail$val)
global_tests <- tibble(
  D = unname(ks$statistic),
  p_value = unname(ks$p.value),
  different = ks$p.value < 0.05,
  delta = cd$delta[1],
  cles = cd$cles[1],
  magnitude = cd$magnitude[1],
  interpretation = case_when(
    is.na(cd$delta) ~ "indeterminado",
    cd$delta > 0 ~ "usado > disponível (valores maiores preferidos)",
    cd$delta < 0 ~ "usado < disponível (valores menores preferidos)",
    TRUE ~ "uso ~ aleatório"
  )
)

# Bootstrap p/ IC dos wi
if (boot_ci) {
  boots <- map_dfr(seq_len(B), function(b) {
    if (b %% progress_every == 0) cat(sprintf("\r bootstrap %d/%d", b, B))
    if (!is.null(id_col) && id_col %in% names(points)) {
      ids <- as.character(points[[id_col]])
      idx_by_id <- split(seq_len(nrow(points)), ids)
      samp_ids <- sample(names(idx_by_id), replace = TRUE)
      idx <- unlist(idx_by_id[samp_ids])
      used_b <- used$val[match(idx, seq_len(nrow(used)))] # aproxima
    } else {

```

```

    used_b <- sample(used$val, replace = TRUE)
  }
  tab_u <- tibble(val = used_b) |>
    mutate(bin = cut(val, breaks, labels = labs, include.lowest = TRUE)) |>
    count(bin, name = "u")
  tmp <- full_join(tab_u, tab_avail, by = "bin") |>
    mutate(across(c(u,a), ~replace_na(.,0)),
           u_prop = u / sum(u),
           a_prop = a / sum(a),
           w = ifelse(a_prop > 0, u_prop/a_prop, NA_real_))
  tmp
})
ci <- boots |>
  group_by(bin) |>
  summarise(w_lo = quantile(w, 0.025, na.rm = TRUE),
            w_hi = quantile(w, 0.975, na.rm = TRUE),
            .groups = "drop")
if (cap_in_boot) ci <- ci |> mutate(w_lo = pmin(w_lo, cap_w), w_hi = pmin(w_hi,
cap_w))
sel <- sel |> left_join(ci, by = "bin")
cat("\n")
}

p3 <- ggplot(sel, aes(bin, w, group = 1)) +
  geom_hline(yintercept = 1, linetype = 2) +
  geom_point(size = 2) +
  geom_line() +
  geom_errorbar(aes(ymin = w_lo, ymax = w_hi), width = 0.15, na.rm = TRUE) +
  labs(x = varname, y = "Razão de seleção wi") +
  theme_bw(base_size = 12)

list(
  density_plot = p1,
  ecdf_plot = p2,
  ks_test = ks,
  global_tests = global_tests,
  selection_table = sel,
  selection_plot = p3,
  data = dat
)
}

# 7) ===== Rodar a análise (3-6) em todas as variáveis =====
equal_area_crs <- "epsg:5880"
bbox_buffer <- 0.0
B_boot <- 1000
capW <- 3

run_one <- function(key, varname, categorical, breaks) {
  if (is.list(breaks) && length(breaks)==1) breaks <- breaks[[1]]
  r <- rasters[[key]]
  stopifnot(inherits(r, "SpatRaster"))
  message(glue(">>> Rodando {key} ({varname}) ..."))

  res <- analyze_points_vs_raster(
    raster = r,
    points = oncas_pts,
    varname = varname,
    categorical = categorical,
    breaks = breaks,
    equal_area_crs = equal_area_crs,
    bbox_buffer = bbox_buffer,
    boot_ci = TRUE,
    B = B_boot,
    id_col = "id",
    progress_every = 100,
    cap_w = capW,
    cap_in_boot = TRUE
  )

  # salvar tabelas
  tab <- res$selection_table %>% mutate(variable_key = key, variable = varname) %>%
relocate(variable_key, variable)
  write_csv(tab, file.path("out_wi", glue("wi_{key}.csv")))
}

```

```

    if (!is.null(res$global_tests)) {
      gt <- res$global_tests %>% mutate(variable_key = key, variable = varname) %>%
relocate(variable_key, variable)
      write_csv(gt, file.path("out_wi", glue("global_{key}.csv")))
    }

    # salvar gráficos
    if (!is.null(res$selection_plot)) ggsave(file.path("out_plots/wi",
glue("wi_{key}.png")), res$selection_plot, width = 7.2, height = 4.4, dpi = 300)
    if (!is.null(res$density_plot)) ggsave(file.path("out_plots/density",
glue("density_{key}.png")), res$density_plot, width = 7.2, height = 4.4, dpi = 300)
    if (!is.null(res$ecdf_plot)) ggsave(file.path("out_plots/ecdf",
glue("ecdf_{key}.png")), res$ecdf_plot, width = 7.2, height = 4.4, dpi = 300)

    # liberar memória/temporários
    res$data <- NULL; rm(res, r, tab, gt); gc(); clean_terra_temp(FALSE)
    TRUE
  }

# Já rodei uma vez, mas tem que rodar sempre que for atualizar o código #####
#invisible(pmap(cfg, ~ run_one(..1, ..2, ..3, ..4)))

# 8) Unir todas as tabelas em uma só (wi_ALL.csv) #####
wi_all <-
  map(list.files("out_wi", "^wi_.*\\.csv$", full.names = TRUE),
    read_csv, show_col_types = FALSE) |>
  bind_rows()
write_csv(wi_all, "out_wi/wi_ALL.csv")

# pré-9) ===== TEMPLATE MESTRE (ANTES do bloco 9) #####
# Usa CRS de área equivalente e cria um raster "template" cobrindo a MAIOR extensão
# e com a resolução mais grossa entre seus rasters. Todas as adequabilidades
# serão projetadas para esse mesmo tamanho/extensão.
equal_area_crs <- "epsg:5880" # igual ao usado na análise

# Projetar só para obter metadados (extensão/resolução) - barato
rs_meta <- lapply(rasters, function(r) terra::project(r, equal_area_crs))

# União das extensões + resolução alvo (mais grossa, conservadora)
ext_all <- Reduce(function(a,b) terra::union(terra::ext(a), terra::ext(b)), rs_meta)
res_all <- do.call(rbind, lapply(rs_meta, terra::res))
res_target <- apply(res_all, 2, max)

template <- terra::rast(ext = ext_all, resolution = res_target, crs = equal_area_crs)
rm(rs_meta); gc()

# Fazer tabela específica #####
# nomes bonitos na ordem desejada
labs <- c(slope = "Declividade",
  elev = "Elevação",
  dist_urb = "Distância das áreas urbanas",
  dist_hidrov = "Distância das hidrovias",
  dist_hidrog = "Distância da hidrografia",
  dist_rod = "Distância das rodovias",
  dist_aero = "Distância dos aeroportos",
  dist_ferro = "Distância das ferrovias")

# junta todos os resultados globais (KS + Cliff)
globals <- list.files("out_wi", "^global_.*\\.csv$", full.names = TRUE) |>
  lapply(read_csv, show_col_types = FALSE) |>
  bind_rows()

# formata tabela final
tab <- globals |>
  filter(variable_key %in% names(labs)) |>
  mutate(Variável = labs[variable_key]) |>
  transmute(Variável,
    `Teste KS` = sprintf("D = %.3f; p = %s",
      D, format.pval(p_value, digits = 2, eps = 1e-3)),
    `δ de Cliff` = sprintf("%.3f (%s)", delta, magnitude),
    CLES = sprintf("%.1f%%", 100*cles)) |>
  arrange(factor(Variável, levels = labs))

```

```

# exporta para Excel
wb <- createWorkbook()
addWorksheet(wb, "Tabela Resultados")
writeData(wb, "Tabela Resultados", tab)
setColWidths(wb, "Tabela Resultados", 1:ncol(tab), "auto")
saveWorkbook(wb, "tabela_resultados.xlsx", overwrite = TRUE)

###
# 9) ===== ETAPAS 7-8: wi -> Adequabilidade 0-1 (robusto + "mais próximo" + piso ε)
if(!exists("wi_all")) wi_all <- read_csv("out_wi/wi_ALL.csv", show_col_types = F)
cap_w <- 3
n0 <- 200
eps <- 1e-6 # piso para evitar 0 exato (melhora visual e média
geométrica)
template <- rasters[[1]]

# ----- utilitários
w_to_A <- function(w) w / (1 + pmax(w, 0))
cap_fun <- function(w, cap_w) pmin(pmax(w, 0), cap_w)
shrink_w <- function(w, u, n0) { s <- pmin(1, ifelse(is.na(u), 0, u) / n0); 1 + s * (w -
1) }

# parse rótulos tipo "0 - 1000", "1000 - 2000", "> 5000"
parse_bins <- function(labels) {
  labs <- as.character(labels)
  out <- tibble::tibble(bin = labs, low = NA_real_, high = NA_real_)
  for (i in seq_along(labs)) {
    li <- stringr::str_squish(labs[i])
    if (grepl("^>\\s*", li)) {
      a <- suppressWarnings(as.numeric(sub("^>\\s*", "", li)))
      out$low[i] <- a; out$high[i] <- Inf
    } else if (grepl("^<\\s*", li)) {
      a <- suppressWarnings(as.numeric(sub("^<\\s*", "", li)))
      out$low[i] <- -Inf; out$high[i] <- a
    } else {
      prts <- stringr::str_split(li, "\\s*-\\s*", simplify = TRUE)
      nums <- suppressWarnings(as.numeric(prts))
      out$low[i] <- nums[1]; out$high[i] <- nums[2]
    }
  }
  out
}

# CONTÍNUAS: matriz por "bin MAIS PRÓXIMO" (Voronoi 1D cobrindo -Inf..+Inf) + clamp [ε,1]
make_rcmat_from_sel <- function(selection_table, w_cap_val = 3, n0 = 200, eps = 1e-6) {
  st <- selection_table
  stopifnot("bin" %in% names(st), "w" %in% names(st))
  if (!is.factor(st$bin)) st$bin <- factor(st$bin, levels = unique(st$bin))

  bnds <- parse_bins(st$bin)
  ord <- order(bnds$low, na.last = TRUE)
  bnds <- bnds[ord, , drop = FALSE]
  st <- st[ord, , drop = FALSE]

  w_cap <- cap_fun(st$w, w_cap_val)
  A <- w_to_A(shrink_w(w_cap, st$u, n0))
  A <- pmin(pmax(A, eps), 1)

  L <- bnds$low; H <- bnds$high
  cent <- mapply(function(l, h){
    if (is.finite(l) && is.finite(h)) return((l+h)/2)
    if (is.infinite(l) && is.finite(h)) return(h - 1e9)
    if (is.finite(l) && is.infinite(h)) return(l + 1e9)
    0
  }, L, H)

  cuts <- (cent[-1] + cent[-length(cent)]) / 2
  low_vec <- c(-Inf, cuts)
  high_vec <- c(cuts, Inf)
  A_vec <- A

  rcmat <- cbind(low_vec, high_vec, A_vec)
  colnames(rcmat) <- NULL
}

```

```

    rcmat
  }

  # CATEGÓRICAS: LUT completa "código do raster -> A" (mapa códigos ausentes para o nível
  wi mais próximo)
  make_lut_full_from_raster_and_wi <- function(sel_var, r_categ, cap_w, n0, eps = 1e-6) {
    vals_r <- sort(unique(na.omit(terra::values(r_categ))))
    vals_r <- as.integer(round(vals_r))
    if (length(vals_r) == 0) return(NULL)

    lvl_raw <- sel_var$level
    code_num <- suppressWarnings(as.integer(round(as.numeric(as.character(lvl_raw)))))
    if (all(is.na(code_num))) {
      lvl_txt <- as.character(lvl_raw)
      digits <- stringr::str_extract(lvl_txt, "-?\\d+")
      code_num <- suppressWarnings(as.integer(digits))
    }
    if (all(is.na(code_num))) stop("Níveis categóricos no wi não são códigos numéricos
    reconhecíveis.")

    w_cap <- pmin(pmax(sel_var$w, 0), cap_w)
    A_wi <- w_cap / (1 + w_cap)
    A_wi[is.na(A_wi)] <- 0.5
    A_wi <- pmin(pmax(A_wi, eps), 1)

    lut_wi <- tibble::tibble(code = code_num, A = A_wi) |>
      dplyr::filter(!is.na(code)) |>
      dplyr::distinct(code, .keep_all = TRUE) |>
      dplyr::arrange(code)

    have <- lut_wi$code
    nearest_idx <- vapply(vals_r, function(v) which.min(abs(have - v)), integer(1))
    A_map <- lut_wi$A[nearest_idx]

    lut_full <- cbind(vals_r, vals_r, A_map)
    colnames(lut_full) <- NULL
    lut_full
  }

  # chaves a processar
  keys_csv <- unique(wi_all$variable_key)
  keys_raster <- names(rasters)
  keys_todo <- intersect(keys_csv, keys_raster)
  adequabs <- list()

  for (key in keys_todo) {
    message(glue::glue(">>> Reclassificando adequabilidade: {key}"))
    r <- rasters[[key]]
    sel_var <- wi_all %>% dplyr::filter(variable_key == key)
    is_categorical <- ("level" %in% names(sel_var)) && any(!is.na(sel_var$level))

    if (!is_categorical) {
      # ----- CONTÍNUO (bin mais próximo) -----
      rcmat <- make_rcmat_from_sel(sel_var, w_cap_val = cap_w, n0 = n0, eps = eps)
      rA <- terra::classify(r, rcmat, include.lowest = TRUE, right = TRUE)
    } else {
      # ----- CATEGÓRICO (LUT completa + mapeamento via app, sem classify) -----
      r <- terra::as.int(round(r))

      # códigos que existem no TIFF
      vals_r <- sort(unique(na.omit(terra::values(r))))
      vals_r <- as.integer(round(vals_r))
      if (length(vals_r) == 0) {
        warning(glue::glue("{key}: raster categórico sem valores válidos; ficará NA."))
        rA <- r * NA
      } else {
        # códigos do wi (tentar como numérico; fallback: extrair dígitos)
        lvl_raw <- sel_var$level
        code_num <- suppressWarnings(as.integer(round(as.numeric(as.character(lvl_raw)))))
        if (all(is.na(code_num))) {
          lvl_txt <- as.character(lvl_raw)
          digits <- stringr::str_extract(lvl_txt, "-?\\d+")
          code_num <- suppressWarnings(as.integer(digits))
        }
      }
    }
  }

```

```

    if (all(is.na(code_num))) stop("Níveis categóricos no wi não são códigos numéricos
reconhecíveis.")

    # adequabilidade A (0-1) com piso eps
    w_cap <- pmin(pmax(sel_var$w, 0), cap_w)
    A_wi <- w_cap / (1 + w_cap)
    A_wi[is.na(A_wi)] <- 0.5
    A_wi <- pmin(pmax(A_wi, eps), 1)

    lut_wi <- tibble::tibble(code = code_num, A = A_wi) |>
      dplyr::filter(!is.na(code)) |>
      dplyr::distinct(code, .keep_all = TRUE) |>
      dplyr::arrange(code)

    # completar LUT para TODOS os códigos do TIFF com o A do wi MAIS PRÓXIMO
    have <- lut_wi$code
    nearest_idx <- vapply(vals_r, function(v) which.min(abs(have - v)), integer(1))
    A_map <- lut_wi$A[nearest_idx]

    # vetor de lookup nomeado
    lk <- A_map
    names(lk) <- as.character(vals_r)

    # mapear com app (sem classify)
    rA <- terra::app(r, fun = function(v) {
      out <- lk[as.character(v)]
      # lk[...] devolve NA para códigos inesperados (não deve ocorrer, mas eh melhor
garantir)
      out[is.na(out)] <- 0.5
      as.numeric(out)
    })
  }
}

# PROJEÇÃO para template: 'near' p/ categórico; padrão p/ contínuo
if (!terra::compareGeom(rA, template, stopOnError = FALSE)) {
  rA <- if (is_categorical) terra::project(rA, template, method = "near") else
terra::project(rA, template)
}

# Clamp final [ε,1] (segurança + evita 0 exato)
rA <- terra::clamp(rA, lower = eps, upper = 1, values = TRUE)

# salvar
terra::writeRaster(rA, file.path("out_suit", glue::glue("{key}_adequab.tif")),
overwrite = TRUE)
png(file.path("out_suit", glue::glue("{key}_adequab.png")), width = 1200, height = 900,
res = 150)
terra::plot(rA, main = glue::glue("{key} - adequabilidade (0-1)"), colNA = "grey85")
dev.off()

adequabs[[key]] <- rA
rm(rA); gc(); clean_terra_temp(FALSE)
}

# Combinação do índice integrado ####
if(!exists("wi_all")) wi_all <- read_csv("out_wi/wi_ALL.csv", show_col_types = F)
if(!exists("adequabs")) adequabs <- {fs <- list.files("out_suit",
pattern=".+_adequab\\.tif$", full.names=TRUE); setNames(lapply(fs, terra::rast),
sub("_adequab\\.tif$", "", basename(fs)))}

adequabs <- adequabs[c(1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 10, 11, 13)]
weights_tbl <-
  wi_all %>%
  dplyr::filter(!(variable_key %in% c("dist_ti", "dist_uc", "solo"))) %>%
  dplyr::mutate(u_ok = dplyr::coalesce(u_prop, p_used),
               a_ok = dplyr::coalesce(a_prop, p_avail)) %>%
  dplyr::group_by(variable_key) %>%
  dplyr::summarise(tv = 0.5 * sum(abs(u_ok - a_ok), na.rm = TRUE),
                  .groups = "drop") %>%
  dplyr::mutate(tv = dplyr::if_else(is.finite(tv), tv, 0),
               w_norm = if (sum(tv, na.rm = TRUE) > 0) tv / sum(tv, na.rm = TRUE) else
0)

```

```

# alinha pesos aos rasters disponíveis e combina
w_vec <- setNames(weights_tbl$w_norm, weights_tbl$variable_key)
w_vec <- w_vec[names(adequabs)]

combine_geom_weighted <- function(r_list, w_named) {
  eps <- 1e-6
  num <- 0; den <- 0
  for (k in names(r_list)) {
    rA <- clamp(r_list[[k]], lower = eps, upper = 1-eps, values = TRUE)
    wk <- ifelse(is.na(w_named[[k]]), 0, w_named[[k]])
    if (wk == 0) next
    num <- num + wk * log(rA)
    den <- den + wk
  }
  exp(num / den)
}
r_suit <- combine_geom_weighted(adequabs, w_vec)
writeRaster(r_suit, "out_suit/suit_combined_semSolo.tif", overwrite = TRUE)
png("out_suit/suit_combined_semSolo.png", width = 1200, height = 900, res = 150)
plot(r_suit, main = "Adequabilidade integrada (0-1)")
dev.off()

# 11) ===== ETAPA 10: Áreas prioritárias (top %) =====
for(X in c(0.99, 0.95, 0.90, 0.8)){
  top_q <- 0.99 # (1 - top_q)% mais altos
  top_q <- X
  thr <- quantile(values(r_suit), probs = top_q, na.rm = TRUE)
  #r_high <- r_suit >= thr
  r_high <- ifel(r_suit >= thr, 1, NA)
  names(r_high) <- "mask"
  writeRaster(r_high, glue("out_patches/suit_top{100*(1-top_q)}_mask.tif"), overwrite =
TRUE)

  # Transformar em polígono
  pol_high <-
  as.polygons(r_high, values = TRUE, dissolve = TRUE, na.rm = TRUE) |>
  st_as_sf() |>
  dplyr::filter(mask == 1) |>
  dplyr::select(geometry)

  # Salvar
  st_write(pol_high,
           glue("out_patches/priority_patches_top{100*(1-top_q)}.gpkg"),
           delete_dsn = TRUE)
}
#pol_high <- as.polygons(r_high, values = TRUE, dissolve = TRUE, na.rm = TRUE)
#pol_high <- st_as_sf(pol_high) %>% filter(lyr.1 == 1) %>% select(geometry)

# NOVO 12) Limpar áreas prioritárias com regra (área & isolamento) ###
top_q <- 0.80
min_km2 <- 1 # limiar de área
dist_km <- 1 # limiar de distância ao patch mais próximo
ea_crs <- "epsg:5880"
for(i in c(0.80, 0.90, 0.95, 0.99)){
  top_q <- i
  cat(top_q, "\n")
  tamanho_usado <- 100*(1-top_q)
  in_tif <- paste0("out_patches/suit_top", tamanho_usado, "_mask.tif")
  out_tif <- paste0("out_patches/suit_top", tamanho_usado, "_mask_clean_rule.tif")
  out_gpkg <- paste0("out_patches/suit_top", tamanho_usado, "_mask_clean_rule.gpkg")

  # Ler e garantir binário
  areas_prior <- rast(in_tif)
  areas_prior <- ifel(areas_prior == 1, 1, NA)

  # Projetar p/ CRS de área equivalente (metros)
  if(!grepl("^epsg:", crs(areas_prior), ignore.case = TRUE) ||
     tolower(crs(areas_prior)) != tolower(ea_crs)){
    areas_prior <- project(areas_prior, ea_crs, method = "near")
  }

  # Rotular patches (pegar das 8 direções possíveis)
  pid <- patches(areas_prior, directions = 8, zeroAsNA = TRUE)

```

```

# Polígonos por patch + área (m²)
pol <- as.polygons(pid, dissolve = TRUE, na.rm = TRUE)
sf_pol <- st_as_sf(pol) %>% filter(!is.na(patch))
sf_pol$area_m2 <- as.numeric(st_area(sf_pol))

# Distância mínima entre patches (borda a borda)
if(FALSE){
  if (nrow(sf_pol) >= 2) {
    D <- st_distance(sf_pol) # matriz com unidades (m)
    diag(D) <- Inf
    min_dist_m <- apply(D, 1, min)
  } else {
    # só 1 patch → não há vizinho
    min_dist_m <- Inf
  }
  sf_pol$min_dist_m <- as.numeric(min_dist_m)
}

# Distância mínima entre patches (borda a borda versão atualizada)
if(FALSE){
  if (nrow(sf_pol) >= 2) {
    sf::sf_use_s2(FALSE)
    nbr_idx <- sf::st_nearest_feature(sf_pol)
    min_dist_m <- as.numeric(st_distance(sf_pol, sf_pol[nbr_idx, ], by_element = T))
    sf::sf_use_s2(TRUE)
  } else {min_dist_m <- Inf}
  sf_pol$min_dist_m <- as.numeric(min_dist_m)
}

# Regra de manutenção:
# mantém se área >= min_km2 OU (área < min_km2 E distância <= dist_km)
keep <-
  (sf_pol$area_m2 >= min_km2 * 1e6) |
  (sf_pol$area_m2 < min_km2 * 1e6 & sf_pol$min_dist_m <= dist_km * 1000)
ids_keep <- sf_pol$patches[ keep ]

# Voltar para raster binário (1=keep, 0=outros)
areas_finais <- app(pid, fun = function(v){
  as.numeric(v %in% ids_keep)
})

# Distância mínima entre patches (borda a borda versão 3)
if(TRUE){
  sf::sf_use_s2(FALSE)
  sf_pol <- sf::st_make_valid(sf_pol)

  # lista dos vizinhos dentro da distância dist_km (incluindo a si mesmo)
  nb <- sf::st_is_within_distance(sf_pol, sf_pol, dist = dist_km * 1000)

  # TRUE se tiver pelo menos UM outro polígono dentro do threshold
  has_neighbor_within <- vapply(seq_along(nb), function(i) {
    any(nb[[i]] != i)
  }, logical(1))

  # manter se (area >= min) OU se (area < min E tem um vizinho dentro do dist_km)
  keep <- (sf_pol$area_m2 >= min_km2 * 1e6) |
    (sf_pol$area_m2 < min_km2 * 1e6 & has_neighbor_within)

  # garantir que as IDs são números inteiros (evitando problemas com factors)
  ids_keep <- as.integer(sf_pol$patches[keep])

  # Transformar para raster de novo (1 = keep, 0 = drop)
  areas_finais <- terra::app(pid, fun = function(v) as.integer(v %in% ids_keep))
  sf::sf_use_s2(TRUE)
}

# Projetar de volta para WGS84 (se precisar em geográfico)
areas_finais <- project(areas_finais, "epsg:4326", method = "near")

# Salvar
writeRaster(areas_finais, out_tif, overwrite = TRUE)

```

```

sf_out <-
  as.polygons(areas_finais, values = T, dissolve = T, na.rm = T) |>
  st_as_sf()
nm <- names(sf_out)[1] # nome do atributo da banda
sf_out <- sf_out |> filter(.data[[nm]] == 1) |> select(geometry)
st_write(sf_out, out_gpkg, delete_dsn = TRUE)
}

# 13) ===== ETAPA 11: Conectividade (Least-cost corridors) =====
# Mapas de adequabilidade (0-1) e seus núcleos binários (e.g., top 5%)
top_q <- 0.80; tamanho_usado <- 100*(1-top_q)
suit_comb <- rast("out_patches/suit_combined_semSolo.tif")
priority_clean <- rast(paste0("out_patches/suit_top",
                             tamanho_usado,
                             "_mask_clean_rule.tif"))
for(A in c(0.99, 0.95, 0.90, 0.80)){

  top_q <- A; tamanho_usado <- 100*(1-top_q)
  suit_comb <- rast("out_patches/suit_combined_semSolo.tif")
  priority_clean <- rast(paste0("out_patches/suit_top",
                                tamanho_usado,
                                "_mask_clean_rule.tif"))

  for(B in c(0.10, 0.20, 0.50)){

    # Parâmetros
    ea_crs <- "epsg:5880"
    buffer_km <- 40
    target_res_m <- 500
    max_cells <- 2e6
    keep_q <- B

    # FUNÇÃO DE PREPARAÇÃO (reduz extensão e resolução)
    terraOptions(progress = 1)

    prep_for_gdistance_light <- function(suit, patchb,
                                         ea_crs = "epsg:5880",
                                         buffer_km = 40, # 20-50 costuma ser leve
                                         target_res_m = 500, # 500-1000 acelera
                                         max_cells = 2e6, # teto de células após
                                         verbose = TRUE){
      suppressPackageStartupMessages({library(terra); library(sf)})
      .t0 <- proc.time()
      .msg <- function(fmt, ...) if (verbose) {
        message(sprintf("[%s] %s", format(Sys.time(), "%H:%M:%S"), sprintf(fmt, ...)))
      }
      .lap <- function(t0 = .t0) sprintf("%.1fs", (proc.time() - t0)[["elapsed"]])
      eps <- 1e-9

      .msg("START prep (buffer=%skm, target_res=%sm, max_cells=%.0f)", buffer_km,
target_res_m, max_cells)

      # ----- 1) Reprojetar ambos para CRS de áreas equivalentes -----
      t1 <- proc.time()
      if (!grepl("^epsg:", tolower(terra::crs(suit)))) {
        .msg("Suits não tem EPSG; projetando para %s ...", ea_crs)
        suit <- terra::project(suit, ea_crs)
      }
      if (!grepl("^epsg:", tolower(terra::crs(patchb)))) {
        .msg("Patches não tem EPSG; projetando para %s (near) ...", ea_crs)
        patchb <- terra::project(patchb, ea_crs, method = "near")
      }
      if (tolower(terra::crs(suit)) != tolower(ea_crs)) {
        .msg("Projetando: suit → %s ...", ea_crs); suit <- terra::project(suit, ea_crs)
      }
      if (tolower(terra::crs(patchb)) != tolower(ea_crs)) {
        .msg("Projetando: patches → %s (near) ...", ea_crs); patchb <-
terra::project(patchb, ea_crs, method = "near")
      }
    }
  }
}

```

```

.msg("Reprojeção feita em %s", .lap(t1))

# ----- 2) Forçar grid identico ANTES de qualquer coisa -----

# (mesmo extent, resolução, origem) usando o suit como template
t2 <- proc.time()
if (!terra::compareGeom(patchb, suit, stopOnError = FALSE)) {
  .msg("Alinhar patch raster para grid suit (reamostragem near) ...")
  patchb <- terra::resample(patchb, suit, method = "near")
}
.msg("Alinhamento feito em %s", .lap(t2))

# Garantir patches binários 1/NA
patchb <- terra::ifel(patchb == 1, 1, NA)

# ----- 3) Agregação para resolução do target resolution -----

t3 <- proc.time()
resx <- terra::res(suit)[1]
fact <- max(1L, round(target_res_m / max(resx, eps)))
if (fact > 1) {
  .msg("Agregação por fact=%d (res≈%.0fm → ≈%.0fm) ...", fact, resx, resx*fact)
  suit <- terra::aggregate(suit, fact = fact, fun = mean, na.rm = TRUE)
  patchb <- terra::aggregate(patchb, fact = fact, fun = modal, na.rm = TRUE)
} else {
  .msg("Pular agregação (current res≈%.0fm ≤ target)", resx)
}
# Re-alinhar para garantir
if (!terra::compareGeom(patchb, suit, stopOnError = FALSE)) {
  patchb <- terra::resample(patchb, suit, method = "near")
}
.msg("Agregação feita em %s; cells=%s; res≈%.0fm",
      .lap(t3), format(terra::ncell(suit), big.mark=","), terra::res(suit)[1])

# ----- 4) Raster dilation (circular kernel) -----

t4 <- proc.time()
.msg("Raster dilation ~%skm (circular kernel) ...", buffer_km)
km <- buffer_km * 1000
ker <- terra::focalMat(suit, km, type = "circle")

dil <- terra::focal(patchb, w = ker, fun = "sum",
                   na.policy = "omit", pad = TRUE, na.rm = TRUE)
mask_dil <- dil > 0

if (!terra::compareGeom(mask_dil, suit, stopOnError = FALSE)) {
  ex <- terra::intersect(terra::ext(mask_dil), terra::ext(suit))
  mask_dil <- terra::crop(mask_dil, ex, snap = "near")
  suit <- terra::crop(suit, ex, snap = "near")
  patchb <- terra::crop(patchb, ex, snap = "near")
  mask_dil <- terra::resample(mask_dil, suit, method = "near")
}
mask_dil <- terra::ifel(mask_dil > 0, 1, NA)
if (!terra::compareGeom(mask_dil, suit, stopOnError = FALSE)) {
  mask_dil <- terra::project(mask_dil, suit, method = "near")
  mask_dil <- terra::ifel(mask_dil > 0, 1, NA)
}
.msg("Dilation+align done in %s", .lap(t4))

# ----- 5) Mask & crop pela máscara (manter apenas o buffer) -----

t5 <- proc.time()
suit_c <- terra::mask(suit, mask_dil)
patch_c <- terra::mask(patchb, mask_dil)
suit_c <- terra::crop(suit_c, mask_dil, snap = "near")
patch_c <- terra::crop(patch_c, mask_dil, snap = "near")
.msg("Mask+crop feito em %s; cells now=%s; res≈%.0fm",
      .lap(t5), format(terra::ncell(suit_c), big.mark=","), terra::res(suit_c)[1])

t6 <- proc.time()
bump <- 0L
while (terra::ncell(suit_c) > max_cells) {
  bump <- bump + 1L
  .msg("Mais agregação x2 (passo %d): %s → %s cells ...",
        bump, format(terra::ncell(suit_c), big.mark=","),
        format(terra::ncell(suit_c)/4, big.mark=","))
}

```

```

    suit_c <- terra::aggregate(suit_c, fact = 2, fun = mean, na.rm = TRUE)
    patch_c <- terra::aggregate(patch_c, fact = 2, fun = modal, na.rm = TRUE)
    if (!terra::compareGeom(patch_c, suit_c, stopOnError = FALSE)) {
      patch_c <- terra::resample(patch_c, suit_c, method = "near")
    }
  }
  gc()
}
.msg("Final cells=%s; final res≈%.0fm; post-aggregate time %s",
     format(terra::ncell(suit_c), big.mark=","), terra::res(suit_c)[1], .lap(t6))

.msg("TERMINADO pré processamento %s total", .lap(.t0))
list(suit = suit_c, patch = patch_c)
}

# PRÉ-PROCESSAMENTO
prep <- prep_for_gdistance_light(suit_comb, priority_clean,
                                ea_crs = ea_crs,
                                buffer_km = buffer_km,
                                target_res_m = target_res_m,
                                max_cells = max_cells,
                                verbose = TRUE)

suit_r <- prep$suit
patch_r <- prep$patch
rm(prepare); gc()

# Construir superfície de custo e grafo de conexões
# Adequabilidade dentro (0,1] e sem NA
stopifnot(inherits(suit_r, "SpatRaster"), inherits(patch_r, "SpatRaster"))

# --- 1) Polígonos e centroides das manchas ---
# Construir patches contínuos e depois poligonizar eles
pid <- terra::patches(patch_r, directions = 8, zeroAsNA = TRUE)
pol <- terra::as.polygons(pid, dissolve = TRUE, na.rm = TRUE)
pol_sf <- sf::st_as_sf(pol)

if (!"patches" %in% names(pol_sf)) {
  stop("No 'patches' column found; check that 'patch_r' is binary (1/NA).")
}
patch_pol <- dplyr::filter(pol_sf, !is.na(patches))
n_p <- nrow(patch_pol)
if (n_p < 2) stop("Not enough patches to connect (need ≥2). Consider lowering the
suitability threshold or the min area filter to produce more than one patch.")

patch_pts <- sf::st_centroid(patch_pol)
coords <- sf::st_coordinates(patch_pts)

# --- 2) Superfície de custo -> condutância -> TransitionLayer (gdistance) ---
# clamp e custo estável
suit_cl <- terra::clamp(suit_r, lower = 1e-6, upper = 1, values = TRUE)
suit_cl <- terra::ifel(is.na(suit_cl), 1e-6, suit_cl)
cost_r <- 1 / suit_cl
cost_r <- terra::clamp(cost_r, lower = 1e-3, upper = 1e3, values = TRUE)
cond_r <- 1 / cost_r
cond_r <- terra::ifel(is.na(cond_r), 0, cond_r)

# gdistance usa RasterLayer
cond_rl <- raster::raster(cond_r)
tr <- gdistance::transition(cond_rl, transitionFunction = mean, directions = 8)
tr <- gdistance::geoCorrection(tr, type = "c")

# --- 3) Matriz de distâncias de menor custo (entre todos os centroides) ---
dmat <- gdistance::costDistance(tr, coords)

# Construir data.frame só com a parte superior (pares únicos) - sem factors
M <- as.matrix(dmat)
idx <- which(upper.tri(M), arr.ind = TRUE)
dist_df <- data.frame(from = idx[,1], to = idx[,2], cost = M[idx], row.names = NULL)
dist_df <- dist_df[order(dist_df$cost), ]

# --- 4) Selecionar links "bons" e criar linhas (segmentos) ---
thr_cost <- quantile(dist_df$cost, keep_q, na.rm = TRUE)
sel_links <- subset(dist_df, cost <= thr_cost)

```

```

# Linhas simples entre centroides (diagnóstico/visual)
lines_list <- lapply(seq_len(nrow(sel_links)), function(i){
  i1 <- sel_links$from[i]; i2 <- sel_links$to[i]
  sf::st_linestring(rbind(coords[i1,], coords[i2,]))
})
lines_sf <- sf::st_sf(geometry = sf::st_sfc(lines_list, crs = sf::st_crs(patch_pts)))
lines_sf$from <- sel_links$from
lines_sf$to <- sel_links$to
lines_sf$cost <- sel_links$cost

lcp_list <- vector("list", length = nrow(sel_links))
for (i in seq_len(nrow(sel_links))) {
  i1 <- sel_links$from[i]; i2 <- sel_links$to[i]
  p1 <- SpatialPoints(coords[i1, , drop=FALSE], proj4string = raster::crs(cond_rl))
  p2 <- SpatialPoints(coords[i2, , drop=FALSE], proj4string = raster::crs(cond_rl))
  lcp <- tryCatch(gdistance::shortestPath(tr, p1, p2, output = "SpatialLines"),
    error = function(e) NULL)
  if (!is.null(lcp)) lcp_list[[i]] <- sf::st_as_sf(lcp)
}
lcp_sf <- do.call(rbind, lcp_list)
if (!is.null(lcp_sf) && nrow(lcp_sf) > 0) {
  lcp_sf <- sf::st_set_crs(lcp_sf, sf::st_crs(patch_pts))
  keep <- !sapply(lcp_list, is.null)
  lcp_sf$from <- sel_links$from[keep]
  lcp_sf$to <- sel_links$to[keep]
  lcp_sf$cost <- sel_links$cost[keep]
}

# --- 6) Exportar resultados ---
dir.create("out_corridors", showWarnings = FALSE)
sf::st_write(patch_pts,
  paste0("out_corridors/patch_centroids_",
    tamanho_usado, "patches_", 100*keep_q, "corridors.gpkg"),
  delete_dsn = TRUE)
sf::st_write(lines_sf,
  paste0("out_corridors/corridors_pairs_",
    tamanho_usado, "patches_", 100*keep_q, "corridors.gpkg"),
  delete_dsn = TRUE)
if (!is.null(lcp_sf) && nrow(lcp_sf) > 0) {
  sf::st_write(lcp_sf,
    paste0("out_corridors/corridors_lcp_",
      tamanho_usado, "patches_", 100*keep_q, "corridors.gpkg"),
    delete_dsn = TRUE)
}

# Mapa rápido
png(paste0("out_corridors/corridors_map_", tamanho_usado, "patches_",
  100*keep_q, "corridors.png"),
  width = 1600, height = 1200, res = 150)
plot(suit_r, main = "Least-cost connections (pairs & LCP)", colNA = "grey90")
plot(sf::st_geometry(patch_pol), add = TRUE, border = "darkgreen", lwd = 1.2)
plot(sf::st_geometry(lines_sf), add = TRUE, col = "orange", lwd = 2) # segmentos
retos
if (exists("lcp_sf") && !is.null(lcp_sf) && nrow(lcp_sf) > 0) {
  plot(sf::st_geometry(lcp_sf), add = TRUE, col = "red", lwd = 2) # caminhos
reais
}
dev.off()

message("✓ Corridors saved to out_corridors/")
message(" - patch_centroids.gpkg (points)")
message(" - corridors_pairs.gpkg (straight-line links by cost percentile)")
message(" - corridors_lcp.gpkg (least-cost paths, if computed)")
message(" - corridors_map.png")
}
}

# Mensagens finais ####
message("✓ ETAPAS 1-11 concluídas:")
message(" - Tabelas por variável: out_wi/")
message(" - Gráficos: out_plots/")
message(" - Adequabilidade por variável: out_suit/* adequab.tif/png")
message(" - Mapa integrado: out_suit/suit_combined.tif/png")

```

```
message(" - Manchas prioritárias: out_suit/priority_patches_*.gpkg")
message("✓ Corredores gerados: out_corridors/")
```

QUESTIONÁRIO ENTREVISTA – ARARINHA-AZUL

- 0.0. Nome entrevistador
- 0.1 Coordenada do local de entrevista
- 0.2 Aceita responder o questionário
 - 0.2.1. Assinou o Termo de Consentimento
- 0.3. Qual o Setor?
 - 1.1 - Nome do ocupante entrevistado
 - 1.2. O entrevistado é o proprietário ou posseiro?
 - 1.3. Telefone do Entrevistado
 - 1.4 Endereço Residencial para Correspondência
- 2.1 Nome do Proprietário ou Posseiro?
- 2.2 Número do CPF do Proprietário
- 2.4 Possui firma reconhecida em cartório?
- 2.5 Sexo
- 2.6 Condição do entrevistado em relação à propriedade
- 2.7. Principal Ocupação
- 2.8. Contato do Proprietário
- 2.9. Relação Conjugal
- 2.10. Nome do cônjuge
- 2.11 Número do CPF do cônjuge
- 2.12 Número de pessoas que residem na propriedade
- 3.1 Nome do imóvel
- 3.2. Estado atual da propriedade
 - 3.2.1 Tem escritura?
- 3.3. O Imóvel Possui CAR/CEFIR?
 - 3.4.1 Possui algum documento de comprovação fundiária do imóvel?
 - 3.4.2 Quanto tempo detém a posse da propriedade?
 - 3.4.3 Há algum contrato de arrendamento com outras pessoas ou empresas?
- 3.5. Descreva o desmembramento do imóvel
- 3.6 Área Total da Propriedade
- 3.7 Memorial simplificado
- 3.8 Polígono do imóvel
- 3.9 Observações sobre os limites (incluir informações se existem disputas pela terra , caso exista)
- 3.10 Possui empregados?
 - 4.1 Principal(is) Utilização(ões)- Usos Gerais
 - 4.3 Descrever as Bem-feitorias existentes
- 5.1 Agricultura - Há alguma produção de algum destes itens? (Milho, Feijão, Mandioca, Melancia, Abóbora, Coentro, Alimentação animal)
- 5.2 Há criação de algum destes animais? (Bode, Ovelha, Boi, Jegue, Cavalo, Galinha, Apicultura)
- 5.3 Extração de produtos não madeireiros e madeireiros
- 5.5 possui autorização de supressão de vegetação?
- 5.6 Possui cercamento na sua propriedade?
- 5.7 Descrever o que é cercado
- 5.8 Caracterizar as áreas destinadas para pastagem
 - 5.8.1. Tamanho das áreas cercadas
- 6.1 Qual a renda (mensal) aferida com a comercialização de produtos produzidos na propriedade?
- 6.2 Há renda proveniente de programas sociais? Quais programas? Qual valor mensal?
- 6.3 Há outras rendas? Quais e qual o valor?
- 6.4 Qual a renda familiar total? (mensal)
- 6.5. Tem conta bancária?
- 7.1 Qual o principal tipo de Esgotamento Sanitário?

- 7.2 Qual o principal tipo de Abastecimento de água?
- 7.3 Possui Eletricidade?
- 7.4 Quais combustíveis são utilizados para cozinhar na sua residência?
- 7.9. Possui quais equipamentos domésticos?
- 7.10 Destino do Lixo
- 9.1 Está incluído em alguma forma de associação de moradores ou produtores?
- 9.2 Há quantos anos você mora neste município?
- 9.3 Tem planos para se mudar ou permanecer na região?
- 10.1. Qual o principal meio de transporte utilizado?
- 10.2. O sistema de transporte público atende a sua necessidade?
- 11.1. Qual foi a última vez que você ou um membro da sua família foi ao médico?
- 11.2. Qual foi a última vez que você ou um membro da sua família foi ao dentista?
- 11.3 Acompanhado por agente de saúde?
- 12.1. Qual a distância para a escola?
- 12.2. Como as crianças chegam a escola?
- 12.4. Possui acesso a internet na propriedade?
- 12.4. Possui acesso a telefone na propriedade?
- 12.5. Qual é a maior necessidade neste momento para sua vida e de sua família?
- 12.6. Qual é a maior necessidade neste momento para sua renda?
- 13.1. Qual a sua percepção sobre a mudança da vegetação nos últimos 10 anos?
- 13.2. Qual a sua percepção sobre a mudança do clima nos últimos 10 anos?
- 13.3. Qual a sua percepção sobre a mudança dos riachos nos últimos 10 anos?
- 13.4. Qual a sua percepção sobre as plantas e animais nos últimos 10 anos?
- 13.5. Quais são as principais ameaças para a caatinga?
- 14.1. Conhece a ararinha-azul?
- 14.2 Você já ouviu falar sobre Biodiversidade?
- 14.3 Você já ouviu falar sobre Mudança Climática?
- 14.4 Você já ouviu falar sobre Aquecimento Global?
- 14.5 Você já ouviu falar sobre Extinção?
- 14.6 Você já ouviu falar sobre Crédito de Carbono?
- 14.7 Você já ouviu falar sobre Arrendamento Rural?
- 14.8. como você acha que o projeto poderia ajudar a você e sua família?
- 14.9. O que lhe deixa preocupado com relação ao projeto de reintrodução da ararinha-azul?

Research Article

Cite this article: Verdillo U, Oliveira-Santos LG, Novaes M, Purchase C, Purchase C, Lugarini C, Ferreira A, De Marco P, Marcuk V, Franco JL (2023). Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii* (Wagler, 1832) population viability analysis. *Bird Conservation International*, 33, e67, 1–12. <https://doi.org/10.1017/S0959270923000217>

Received: 10 February 2023
Revised: 03 May 2023
Accepted: 13 May 2023

Keywords:
PVA; Brazil; Threatened species; animal conservation; caatinga

Corresponding author:
Ugo Verdillo;
Email: ugo@chico@gmail.com

Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii* (Wagler, 1832)
population viability analysis

Ugo Verdillo^{1,2}, Luiz Gustavo Oliveira-Santos³, Marisa Novaes⁴,
Cromwell Purchase⁵, Candice Purchase⁵, Camile Lugarini⁶, Ariane Ferreira⁶,
Paulo De Marco⁴, Vladislav Marcuk⁵ and Jose Luiz Franco^{1,2}

¹Center for Sustainable Development, University of Brasília, Brasília, Brazil; ²BlueSky, Curuçá, Brazil; ³University of Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Brazil; ⁴University of Goiás, Goiânia, Brazil; ⁵Association for the Conservation of Threatened Parrots, Rüdersdorf, Germany and ⁶Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation, Brasília, Brazil

Summary

Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii* is one of the most endangered Neotropical Psittacidae species. Extinct in the wild in the year 2000, in June 2022 the first cohort of *C. spixii* was reintroduced to its original habitat. For a successful reintroduction of the species, it is necessary to examine the viability of the population against natural and external threats and the environmental requirements for success. Thus, this paper presents a "Population Viability Analysis" (PVA) for Spix's Macaw. It used the Vortex and RangeShifter software, biological and environmental data from a bibliographic survey, and information provided by the field team responsible for the reintroduction of the species, and who work directly with the species in captivity. We found that the minimum viable population (MVP) for reintroduction of the species is 20 individuals. However, considering the impact of disease, drought, hunting, and illegal trafficking, this population can only persist if the release of individuals from captivity occurs annually over the next 20 years combined with the reforestation of natural habitat to support population growth.

Introduction

The International Union for Conservation of Nature (IUCN) currently categorises Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii* as "Extinct in the Wild" (BirdLife International 2023), having previously been endemic to Brazilian Caatinga, in Bahia state, Brazil. The last documented occurrence was registered in October 2000 (Juniper 2002). Since then, several institutions and the Brazilian government have been developing management measures to expand the captive population of the species and increase its genetic diversity. In addition to these efforts, the Action Plan for the Conservation of Spix's Macaw and the Spix's Macaw captive programme were elaborated. Additionally, in 2018, two protected areas were established in the historic occurrence area of the species, i.e. Spix's Macaw Refuge and Spix's Macaw Environmental Protection. These protected areas are located in the municipalities of Juazeiro and Curuçá, in Bahia (Gov.Br 2018, Lugarini *et al.* 2021, Verdillo *et al.* 2022).

On 11 June 2022, eight individuals of Spix's Macaw were reintroduced in the historical occurrence site of the last specimen by the German non-governmental organisation Association for the Conservation of Threatened Parrots (ACTP) and the Brazilian government Institute Chico Mendes for Biodiversity Conservation (ICMBio) (authors' record). The release methodology followed the soft release type B (White *et al.* 2021).

Three key factors are essential in planning species translocation actions (and should be considered in reintroduction): (1) the habitat quality of the release location; (2) the number of individuals released; (3) the range of the release area relative to the historical distribution of the species (Wolf *et al.* 1998). Additionally, the success of a reintroduction project depends on *a priori* known extinction factors, the mitigation of the extinction factors, and the establishment of extinction risks (IUCN/SSC 2013, Parlato and Armstrong 2018, Thévenin *et al.* 2018, Gomides *et al.* 2021). According to Barros *et al.* (2012), Spix's Macaw was a target of poaching, and its habitat was degraded over time. White *et al.* (2012) and IUCN/SSC (2013) suggested the most important factors in reintroduction failure are poor habitat quality, predation, and limited food availability.

The main objectives of this study were to: (1) identify the minimum viable population (MVP) for the species; (2) predict the population size at which the species can stabilise in the environment; (3) assess the area needed to support the estimated population growth; (4) evaluate scenarios for the reintroduction of the species.

© The Author(s), 2023. Published by Cambridge University Press on behalf of BirdLife International



On the brink again: the critical role of annual releases in saving Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii*

Ugo Vercillo¹, Marisa Novaes², Vladislav Marcuk³ and Cromwell Purchase³

¹University of Brasília, Brazil and ²Budsky, Caraçá, Brazil; ³Federal University of Goiás Institute of Biological Sciences, Goiânia, Brazil and ⁴Association for the Conservation of Threatened Parrots, Germany

Rapid Communication

Cite this article: Vercillo U, Novaes M, Marcuk V, Purchase C (2024). On the brink again: the critical role of annual releases in saving Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii*. *Bird Conservation International*, 34, e24, 1–3. <https://doi.org/10.1017/S0959270924000315>

Received: 09 September 2024

Revised: 11 September 2024

Accepted: 11 September 2024

Keywords:

Animal conservation; Brazil; Castings; Population viability analysis; Threatened species

Corresponding author:

Ugo Vercillo;
Email: ugovich@gmail.com

Summary

Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii*, extinct in the wild since 2000, was successfully reintroduced in Brazil in 2022, leading to significant progress, including the hatching of wild chicks. However, recent restrictions on further releases by the Brazilian government have put the reintroduction programme into jeopardy. This study updates our 2023 population viability analysis (PVA) to assess the impact of these delayed releases on the wild population. Using six modelled scenarios, we confirm that without annual supplementation of captive-bred birds, the probability of extinction in the wild remains at 100%. Even a one-time release is insufficient to secure population stability. Our results highlight that those annual releases of at least 20 individuals are necessary to ensure long-term viability, with reduced but still essential growth achievable with 10 birds per year. Supplementation of the wild population does not compromise the long-term viability of the well-established captive population. We urge immediate action to resume the release programme in 2024 to prevent the species from once again facing extinction in the wild.

Introduction

Spix's Macaw *Cyanopsitta spixii*, which became extinct in the wild in Brazil in October 2000 (Juniper 2002), has been the focus of significant conservation efforts. These efforts have followed an Action Plan published by the Brazilian government in 2012, with updates in 2016 and 2019. The primary goal of the 2019 Action Plan is: "To carry out the reintroduction of Spix's Macaws in their original range by 2024, aiming for continuous population growth and the conservation of habitats through community involvement in sustainable practices" (ICMBio 2019).

The Action Plan's goal was achieved in 2022, when 20 Spix's Macaws were released back into their natural habitat in the Castings Forest Domain. The initial results of the reintroduction project were remarkable: a first-year survival rate of 58.3% (CI: 37.8–78.7%), with 65% of the Spix's Macaws establishing stable activity areas within 5 km of the release site, excluding temporary long-distance forays. In addition, 85% of the released macaws exhibited flock cohesion. Several formed pair-bonds with conspecifics, engaged in nest cavity exploration, breeding behaviour, and territorial defence of nest-sites. Three females laid and incubated eggs, with two pairs successfully hatching and rearing chicks in artificial nest cavities. The release project has been supported by the local community through participatory monitoring and volunteer reporting of sightings of reintroduced birds (Association for the Conservation of Threatened Parrots unpublished data; Purchase et al. 2024).


In 2023, our team conducted a population viability analysis (PVA), concluding that a minimum viable population size of 20 birds is required to sustain the species in the wild, assuming no external factors disrupt the population. The study further assessed potential catastrophes and annual losses, finding that if the population of 20 birds is subjected to these threats – particularly the loss of five individuals per year – the probability of extinction rises to 100%. Consequently, supplementation of the wild population with captive-bred birds is essential to establish a sustainable population. Several scenarios were examined, and annual supplementation with 20 individuals was identified as the optimal strategy to stabilise the wild population most efficiently (Vercillo et al. 2023).

Unfortunately, no releases were carried out in 2023 or 2024, and during this time, 11 of the 20 birds released in 2022 have been lost. Six birds died (four predated by birds of prey, one by a wild or feral cat, and one due to electrocution), four disappeared after flying away, and one was recaptured after becoming lost three times. Despite these challenges, nature showed resilience as five wild birds hatched: two in 2023, which died either before or upon fledging, and three in 2024, with one being moved into captivity and two successfully fledging and flying free after three months.

© The Author(s), 2024. Published by Cambridge University Press on behalf of BirdLife International. This is an Open Access article, distributed under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives licence (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>), which permits non-commercial re-use, distribution, and reproduction in any medium, provided that no alterations are made and the original article is properly cited. The written permission of Cambridge University Press must be obtained prior to any commercial use and/or adaptation of the article.



Coexistence and habitat restoration planning for the reintroduction of Spix's macaw

Ugo Eichler Vercillo^{1,2}  | Silvio Marchini³ | Matheus Felipe Barbosa Bahia Fritzsos² | José Luiz de Andrade Franco¹

¹Center for Sustainable Development, University of Brasília, Brasília, Brazil

²IlhasSky, Curaçá, Brazil

³Smithsonian National Zoo and Conservation Biology Institute, Front Royal, Virginia, USA

Correspondence

Ugo Eichler Vercillo, Center for Sustainable Development, University of Brasília, Campus Darcy Ribeiro, Brasília - DF, 70910-900, Brazil.
Email: ugeichler@gmail.com

Article impact statement: Spix's macaw survival relies on sustainable land practices that restore habitats while supporting local livelihoods.

Abstract

Spix's macaw (*Cyanopsitta spixii*) is one of the world's most endangered species. Native to the Caatinga of northeastern Brazil—a region marked by significant socioeconomic vulnerability—the species was considered extinct in the wild in 2000. A reintroduction project, however, returned it to its natural habitat in 2022. The long-term success of this reintroduction hinges on meticulous planning that promotes the coexistence of the birds with the local community and addresses the species' ecological requirements. This planning should be grounded in evidence derived from both scientific research and local knowledge. Moreover, it must adopt a participatory approach, given its explicit aim to generate benefits not only for the Spix's macaw but also for the human communities sharing its habitat. We devised a participatory planning process aimed at creating and implementing a theory of change for fostering human–Spix's macaw coexistence and restoring the species' habitat. Drawing on the results of a socioeconomic survey conducted from 2022 to 2023, we convened a workshop in 2024 that brought together representatives from the research, conservation, governmental, and local community sectors. Participants identified the 7 key human–Spix's macaw interactions and considered the positive and negative impacts of these interactions on the macaws and local communities: Caatinga restoration, tourism, extensive livestock farming, hunting and capture, wildlife management, deforestation, and the reintroduction. Fifty-seven drivers underlying these interactions were identified at the workshop, and participants proposed 51 targeted actions to address these drivers and foster positive changes in the interactions. The outcomes of the workshop are intended to guide local territorial development centered on conservation to contribute to a more sustainable future for one of the most emblematic species in global biodiversity conservation.

KEYWORDS

biodiversity conservation, Brazil, human–wildlife interactions, protected area, theory of change

INTRODUCTION

Spix's macaw (*Cyanopsitta spixii*) is an endemic parrot of the Brazilian Caatinga domain, is confined to Bahia state, and is currently classified as extinct in the wild by the International Union for Conservation of Nature (IUCN) (BirdLife International, 2024). The last individual, a male, was found in 1990 and monitored. After October 2000, it was not detected again (Juniper, 2002). The species became extinct in the wild primarily

due to poaching and habitat loss (Lugarini et al., 2021). A seminal conservation effort in 2022 led to the release of 20 Spix's macaws in 2 designated protected areas: Spix's Macaw Refuge and Spix's Macaw Environmental Protection Area. Both areas are in the municipalities of Juazeiro and Curaçá, Bahia (Purchase et al., 2024). Following a population viability analysis (PVA), a sustained release strategy was recommended: a minimum of 10 and up to 20 birds released per year over 20 years. The releases were to be complemented by an ambitious restoration initiative

.....
This is an open access article under the terms of the [Creative Commons Attribution License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits use, distribution and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

© 2025 The Author(s). *Conservation Biology* published by Wiley Periodicals LLC on behalf of Society for Conservation Biology.