

**Programa de Pós Graduação em Ecologia e
Conservação**

Centro de Ciências Biológicas e da
Saúde Universidade Federal de
Mato Grosso Do Sul

**Efeito de cercamentos sobre a mortalidade de
fauna na rodovia BR-262/MS**

Débora Regina Yogui



Campo Grande
Dezembro 2023

**Efeito de cercamentos sobre a mortalidade de
fauna na rodovia BR-262/MS**

Débora Regina Yogui

Dissertação apresentada como
requisito para a obtenção do título de
Mestre em Ecologia, pelo Programa
de Pós-Graduação em Ecologia e
Conservação, Universidade Federal de
Mato Grosso do Sul.

Orientador: Prof. Dr. Rudi
Ricardo Laps

Banca avaliadora

Dra. Larissa Oliveira Gonçalves

Universidade de São Paulo – USP

Dra. Simone Rodrigues de Freitas

Universidade Federal do ABC - UFABC

Agradecimentos

Agradeço aos meus mentores Arnaud Desbiez, Fernando Ascensão e Fernanda Abra, que tanto me ensinaram e me guiaram até aqui. Ao pesquisador Andreas Kindel, pelos incentivos e por clarear minhas ideias.

Ao Prof. Rudi Laps, que me orientou neste trabalho, sempre com muita disponibilidade, atenção e carinho.

Ao Instituto de Conservação de Animais Silvestres (ICAS) e ao Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT) pelo acesso aos dados e a todas as pessoas que participaram do árduo trabalho de monitoramento da rodovia, pois sem elas este trabalho não seria possível. Em especial, aos meus amigos Mario Alves, Amanda Alves e Miriã Ribeiro Costa, por compartilharem comigo as alegrias e tristezas dos intermináveis quilômetros percorridos nas rodovias.

Aos pesquisadores que contribuíram com as análises e revisões do manuscrito, em especial ao Prof. Dr. Luiz Gustavo Oliveira Santos, a Bibiana Terra Dasoler, a Nina Attias e a Erica Saito. À Marilu Tasseto, pela revisão final do texto.

À minha família, em especial, à minha mãe e ao meu marido, pelo apoio e incentivo durante o período de estudo e escrita.

Agradeço o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 88887.613635/2021-00.

Índice

Resumo.....	6
Abstract	7
Introdução	8
Métodos.....	11
<i>Local de estudo</i>	11
<i>Os cercamentos</i>	13
<i>Delineamento amostral</i>	16
<i>Coleta de dados</i>	16
<i>Análise de dados</i>	17
Resultados	18
<i>Contagem de carcaças</i>	18
<i>Efeito dos cercamentos</i>	23
Discussão.....	26
<i>Contagem de carcaças</i>	26
<i>Efeito dos cercamentos</i>	27
<i>Conclusões</i>	35
Literatura citada	36
Anexo A	42
Anexo B	43
Anexo C	44

Resumo

Colisões veiculares com fauna causam impactos aos animais e às suas populações e colocam em risco a segurança humana. Estruturas que visam impedir a passagem de animais pela rodovia são uma potencial solução para esse problema, mas a eficácia delas é altamente variável. Este estudo tem como objetivo avaliar se os cercamentos longos e curtos instalados na rodovia BR-262/MS tiveram efeito sobre a mortalidade das espécies registradas. Em um desenho amostral BACI (“Before After Control Impact”), com registros obtidos em seis anos de monitoramento sistemático, foram comparadas as contagens de carcaças antes e após o cercamento, e entre os trechos cercados e trechos-controlado sem mitigação, utilizando modelos generalizados mistos (GLMM). Os resultados indicam que os cercamentos longos levaram a uma redução significativa na mortalidade dos jacarés-do-pantanal (*Caiman yacare*): enquanto nos trechos-controlado houve um aumento de 20% na mortalidade, nos trechos cercados houve uma redução de 70%. No entanto, as cercas não foram eficazes em reduzir a mortalidade geral de fauna nos trechos mitigados. Para que a eficácia das cercas seja melhorada, visto que ela é espécie-dependente, é necessária, inicialmente, a escolha das espécies-alvo, para que a localização, extensão e modelo das cercas sejam adequados às particularidades de cada espécie. Além disso, para que a integridade das cercas seja mantida, é essencial a manutenção constante das estruturas e uma boa comunicação com a comunidade local. Entretanto, para que a mortalidade geral de fauna seja reduzida na rodovia como um todo, é necessário um minucioso planejamento, com metas bem definidas e múltiplas estratégias para reduzir as colisões com as diferentes espécies-alvos. O monitoramento de fauna atropelada a longo prazo é essencial para a avaliação periódica das estruturas instaladas e a identificação de possíveis adaptações. Por fim, para que o conhecimento científico-tecnológico seja incorporado à fase de planejamento, é necessária uma melhor conexão entre pesquisadores, analistas ambientais e tomadores de decisão, assim como vontade política para que a problemática das colisões veiculares seja realmente enfrentada.

Abstract

Wildlife-vehicle collisions impact animals and their populations, as well as put human safety at risk. Structures that aim to prevent animals from accessing the road are a potential solution to this problem, but their effectiveness is highly variable. This study aims to assess whether the long and short lengths of fencing installed on the BR-262/MS highway had any effect on the mortality of the species recorded. Through a BACI (Before-After Control-Impact) sampling design, with records obtained over six years of systematic monitoring, we compared carcass counts before and after fencing, as well as fenced stretches of road and control stretches without mitigation, using generalized linear mixed models (GLMM). The results indicate that the long stretches of fencing led to a significant reduction in the mortality of yacare caimans (*Caiman yacare*) – while there was a 20% increase in mortality along the control stretches, fenced stretches showed a 70% reduction. However, these fences were not effective in reducing the general mortality rate of wild animals along these mitigated stretches. To improve the effectiveness of fences, since this is species-dependent, target species must first be chosen so that the location, extension, and model of fences adequately address the particularities of each species. Furthermore, to maintain the integrity of the fences, continuous maintenance of the structures and quality communication with the local community are essential. Even so, to reduce the general mortality of wild animals on the highway, there must be careful planning with well-defined goals and multiple strategies to reduce collisions with the different target species. Long-term monitoring of roadkill is fundamental for the periodic evaluation of the installed structures and the identification of possible adaptations. Lastly, to incorporate scientific and technological knowledge in the planning phase, there needs to be more of a connection between researchers, environmental analysts, and decision makers, as well as political will so that the problem of vehicle collisions can be truly addressed.

Introdução

As rodovias causam uma série de impactos para a fauna, iniciados com a construção e perdurando por todo o tempo de operação. Entre eles, estão: perda e fragmentação de hábitat, degradação do hábitat, restrição ao movimento e à dispersão de algumas espécies e, como impacto mais direto e perceptível, a perda de indivíduos por colisões veiculares, considerada a principal ação direta humana na mortalidade de vertebrados terrestres (Forman & Alexander 1998). A mortalidade direta tem o potencial de diminuir a variabilidade genética (Jackson & Fahrig 2011), alterar a estrutura demográfica das populações silvestres (Steen & Gibbs 2004, Moore et al. 2023), criar sumidouros para as populações locais (Fahrig et al. 1995, Nielsen et al. 2006, Noonan et al. 2022) e, ao reduzir o crescimento populacional, aumentar a probabilidade de extinção de determinadas espécies, em especial daquelas já ameaçadas, como tem sido reportado para a anta (*Tapirus terrestris*) (Medici & Desbiez 2012), o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) (Desbiez et al. 2020), entre outras (e.g. Crawford et al. 2018, Howell & Seigel 2019, Pozo-Montuy & Bonilla-Sánchez 2022).

Todavia, a presença de animais na pista também tem impacto para os usuários da rodovia, que podem sofrer acidentes, por desvio ou colisão, resultando em prejuízos materiais, físicos – injúrias e fatalidades – e altos prejuízos econômicos (Bissonette et al. 2008, Huijser et al. 2009, 2013, Abra et al. 2019, Ascensão et al. 2021). Portanto, implementar e avaliar ações que visam reduzir as colisões veiculares com fauna é fundamental tanto do ponto de vista da conservação como da segurança viária, em especial para animais de grande porte, que causam maiores danos.

Existem mais de quarenta tipos de medidas de mitigação para colisões veiculares com fauna (Huijser et al. 2009, Rytwinski et al. 2016), por exemplo, placas sinalizadoras, redutores de velocidade, sistemas de detecção animal e cercamentos associados ou não a passagens inferiores de fauna, sendo a maioria delas implementadas nos Estados Unidos e Canadá (ver revisões em: Hedlund et al. 2004, Knapp 2005, Huijser et al. 2007, Glista et al. 2009). A eficácia dessas medidas para reduzir colisões com fauna são variáveis (Glista et al. 2009, Huijser et al. 2009, 2016, Rytwinski et al. 2016), no entanto, por meio de uma metaanálise com 50 estudos sobre o tema (Rytwinski et al. 2016), concluiu-se que estruturas de baixo custo têm menor eficácia (como placas refletoras – 1% de redução das colisões) em relação às mais custosas (por exemplo, 57% de redução em sistemas de detecção animal e 83% em cercamentos para grandes animais). Além disso, esse mesmo estudo mostrou que apenas a presença de passagens de fauna não é suficiente para a

redução da mortalidade na pista, sendo necessários cercamentos associados para guiar os animais às passagens e para evitar que acessem a pista (Rytwinski et al. 2016). Apesar de trazer conclusões gerais sobre mitigações de colisões com fauna, esse estudo apresenta um viés para animais de grande porte de regiões temperadas e estudos sobre a eficácia de medidas de mitigação no Brasil são raros (Gonçalves et al. 2023b).

Quando se trata de mamíferos de grande porte, os cercamentos em conjunto com passagens inferiores de fauna são amplamente indicados para reduzir colisões veiculares, tanto ao considerar o custo-benefício (Huijser et al. 2013, Ascensão et al. 2021), quanto ao considerar sua eficácia (Clevenger et al. 2001, Hedlung et al. 2004, Huijser et al. 2009, Rytwinski et al. 2016). No entanto, essa medida mitigatória pode funcionar apenas para algumas espécies (Clevenger & Ford 2022, Bager & Fontoura 2013) e sua eficácia pode variar bastante, sendo influenciada por diversos fatores, como o modelo das cercas, sua qualidade, sua extensão, as características da paisagem adjacente, a diversidade e o tamanho das populações animais na área e as espécies-alvo da mitigação (Van der Ree et al. 2015), assim como o nível de manutenção das estruturas (Huijser et al. 2009).

Desse modo, apesar de haver evidências científicas de que cercamentos devem ser incluídos em planos de mitigação (Hedlund et al. 2004, Rytwinski et al. 2016), é preciso um bom modelo e uma boa manutenção, além de um planejamento detalhado que inclua a definição das espécies-alvo, a meta de redução da mortalidade, os locais bem escolhidos, assim como um monitoramento da rodovia a longo prazo, para que as mitigações sejam periodicamente avaliadas e, assim, adaptadas (Rytwinski et al. 2015, Spanowicz et al. 2020).

No contexto brasileiro, a BR-262/MS, no estado do Mato Grosso do Sul, é uma das rodovias com maior taxa de mortalidade de fauna do país (Souza et al. 2014). Essa rodovia cruza o Cerrado e o Pantanal, passando por uma variedade de paisagens, com uma abundante e diversa fauna (Catella et al. 2010). No entanto, por ser uma rodovia anterior à exigência de licenciamento ambiental, ela foi construída sem a previsão de medidas mitigatórias de seu impacto no ambiente. A fauna atingida na rodovia e sua distribuição espaço-temporal foram descritas em diversos estudos (Fischer 1997, Fischer et al. 2004, Casella 2010, Cáceres et al. 2012, Souza et al. 2014, Sobanski 2016, Fischer et al. 2018, Ascensão et al. 2017, 2019, 2021) e o trecho entre os municípios de Campo Grande e Corumbá é apontado como um dos mais críticos para a fauna (Souza et al. 2014, Ascensão et al. 2021).

Desde 2010, pela necessidade de adequação às normas ambientais vigentes (Lei nº 6938/1981, art. 225/1988, Decreto nº 99.274/1990), o Departamento Nacional de Infraestrutura de Transporte (DNIT), órgão responsável pela rodovia, vem realizando atividades propostas pelo Programa de Monitoramento de Atropelamento da Fauna, que inclui tanto o estudo do impacto da rodovia na fauna silvestre como a implementação de medidas mitigatórias. Esse programa e suas atividades são resultados de condicionantes presentes na Licença de Instalação (nº 733/2010) da rodovia. Sob aprovação do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA), no decorrer dos anos, foram realizados: monitoramentos de fauna atropelada (2011/2012, 2014/2015, 2020/2021), campanhas educativas (2015), instalação de placas educativas com a silhueta de animais da região (2016), instalação de 20 radares controladores de velocidade (2013) e avaliação de sua eficácia (2015). O monitoramento de 2014/2015 constatou que os radares instalados tiveram eficácia em reduzir a mortalidade apenas no seu entorno (raio máximo de 1 km, com uma redução média de 43% na mortalidade), e que o número de animais mortos registrados na rodovia havia aumentado 51% em relação a 2011/2012 (UFPR/ITTI 2015), sem haver correlação com o aumento do volume de tráfego (Sobanski 2016). Em 2018, uma ação civil pública exigiu o cumprimento das condicionantes da licença e, pela primeira vez no Mato Grosso do Sul, em junho de 2019, foram instaladas duas passagens superiores de fauna e 8,5 km de cercamentos.

Os cercamentos foram instalados com o objetivo de impedir a entrada dos animais na pista e para conduzi-los a passagens inferiores preexistentes (pontes). Dois trechos receberam cercamentos longos (3,3 km e 3,9 km) em locais com alta agregação de carcaças ("hotspots"), a partir de registros do monitoramento de 2014/2015, no trecho entre os municípios de Anastácio e Corumbá. Cinco trechos receberam cercas curtas: 100 m de extensão para cada lado de pontes sobre córregos. O motivo da escolha da extensão e da localização das cercas curtas não está explicitado nos documentos técnicos disponíveis. Desta forma, a avaliação da eficácia dessas estruturas torna-se necessária tanto para possíveis adaptações quanto para nortear futuras medidas mitigatórias.

O objetivo deste trabalho é avaliar se os cercamentos instalados na rodovia BR-262/MS tiveram efeito sobre a mortalidade de animais silvestres nos locais onde foram instalados, para as diferentes espécies e para as diferentes extensões de cercas.

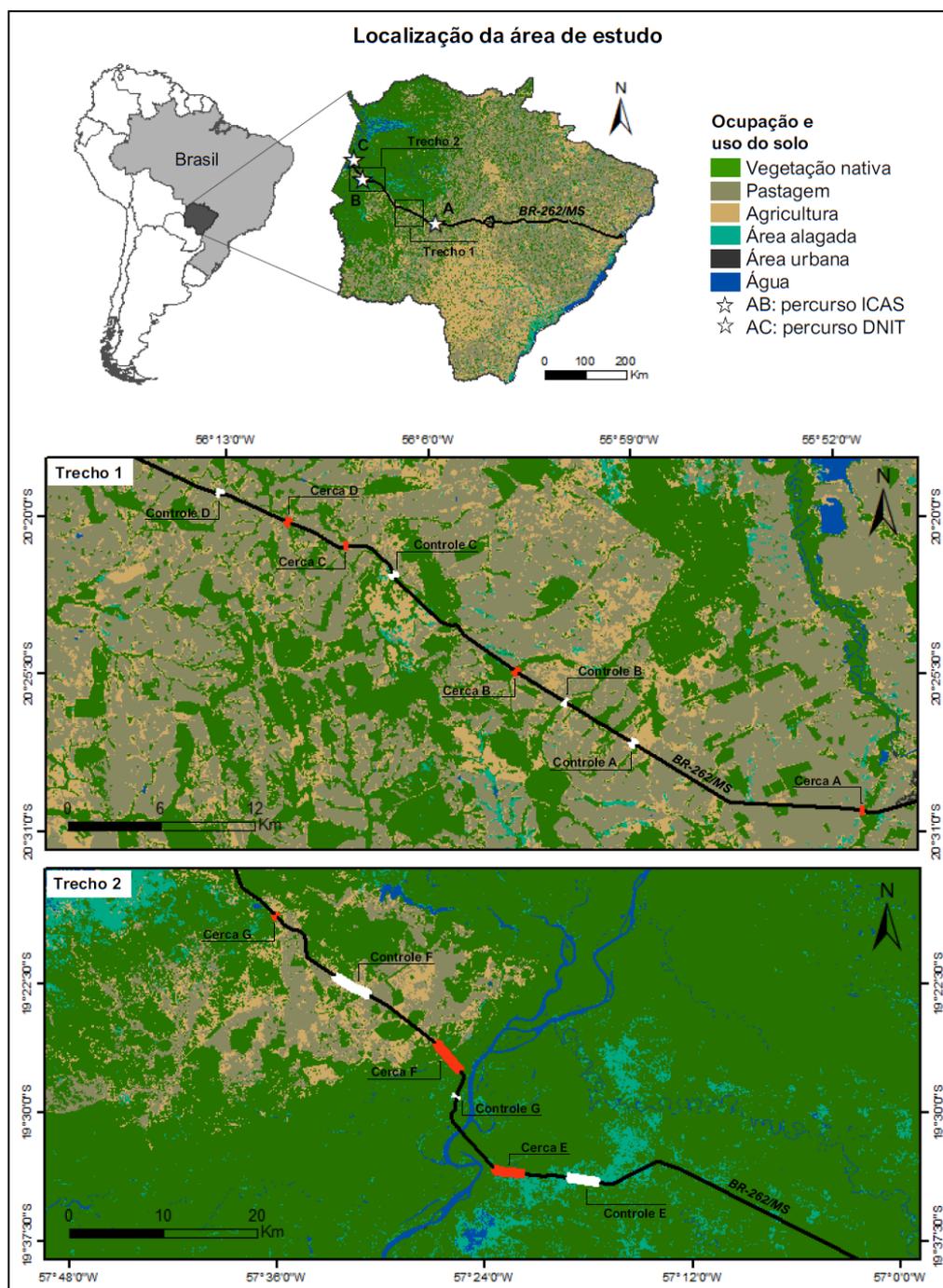
Métodos

Local de estudo

O estudo foi realizado na rodovia BR-262/MS entre os municípios de Anastácio e Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil (Figura 1), totalizando 278,3 km de extensão. Esse trecho corta o Cerrado e o Pantanal, são 70 km que cortam a área de transição entre os dois biomas, 150 km que cruzam áreas da planície de inundação do Pantanal e cerca de 60 km que bordeiam morrarias do Urucum (Fischer et al. 2018). A ocupação e o uso do solo no entorno do trecho de estudo, em um raio de 1 km, são dominados por vegetação nativa (49,8%) e pastagens (45,8%), seguidas por áreas de agricultura (2,9%), com áreas urbanas representando uma pequena porcentagem (0,6%) da área (Projeto MapBiomias v. 7.1). Nesta região, o clima é dividido em duas épocas: estação úmida, de outubro a março, e estação seca, de abril a setembro (Alvares et al. 2013); no entanto, o período de inundação do entorno da rodovia no Pantanal varia anualmente, de acordo com a intensidade de chuvas. Devido à característica alagável da região, parte do trecho da rodovia foi construída sobre um aterro, com diversas pontes para dar vazão à água. O solo para a construção do aterro foi retirado das laterais da rodovia, formando cavidades artificiais (chamadas de “caixas de empréstimo”), que são usadas como recurso de água e alimento pela abundante e diversa fauna local, em especial no período de seca (Fischer 1997, Catella et al. 2010).

A rodovia BR-262/MS, entre Campo Grande e Corumbá, foi construída na década de 1960 e pavimentada na década de 1980. Ela possui acostamento, pista única, duas faixas em toda a sua extensão, sem barreira rígida entre elas, e limite máximo de velocidade variando de 80 a 100 km/h. Segundo o DNIT, o volume diário médio anual em Miranda (km 561; km 594) entre 2015 e 2021 foi de 1885 ± 36 veículos/dia, aumentando apenas 2,7% nesse período; e, segundo contagens do pedágio da ponte do Rio Paraguai em Corumbá (km 707), entre 2011 e 2021, a média foi de 1249 ± 151 veículos/dia, com um aumento expressivo de 32,9% em 2021 em relação aos outros anos. A alteração do tráfego em 2021 ocorreu principalmente devido à seca no rio Paraguai, que desviou o escoamento de minério, antes realizado pelo rio, para a rodovia.

Figura 1. Localização da área de estudo na rodovia BR-262/MS. O trecho AC, entre os municípios de Anastácio e Corumbá, foi monitorado pelo DNIT; o trecho AB, entre Anastácio e a ponte do rio Paraguai foi monitorado pelo ICAS. Trecho 1: destaque das cercas e trechos-controles A,B, C e D. Trecho 2: destaque das cercas e trechos-controles E, F e G. Uso e ocupação do solo obtidos no Projeto MapBiomias (v. 7.1).



Os cercamentos

Na área de estudo, cercas condutoras de fauna (Figura 2) foram instaladas em junho de 2019. As cercas têm aproximadamente 1,16 m de altura e são sustentadas por pilares de concreto, posicionados a cada 2,5 m. As telas foram enterradas ao chão (20 cm abaixo do nível do solo) e possuem malha de 2,5 cm até a altura de 60 cm e malha de 5 cm na porção superior, com seu final levemente inclinado (Figura 2D). De acordo com o edital 0339/18-19 do DNIT, o orçamento dispendido para a instalação das cercas, juntamente com duas passagens superiores de fauna, foi de 1,1 milhão de reais, sendo R\$ 722,6 mil para gastos com os alambrados e os postes de concreto (valores de julho/2018).

As cercas foram alocadas em sete trechos da BR-262/MS (Figura 1, Tabela 1), em ambos os lados da rodovia, paralelas a ela, ao final do acostamento, com as seguintes características:

- cinco cercamentos curtos (trechos A, B, C, D e G): 100 m de tela para cada lado de pontes sobre córregos, totalizando em média 262,6 m de extensão, do início ao final do cercamento. Quatro desses cercamentos (A, B, C e D) estão em região de transição Cerrado-Pantanal e o cercamento G está em região de Pantanal, próximo a morrarias.
- dois cercamentos longos (trechos E e F), instalados em região do Pantanal, em locais com alta agregação de animais atropelados registrados no monitoramento de 2014/2015, em segmentos que já possuíam pontes pré-existentes, com o objetivo de possibilitarem a passagem segura dos animais por debaixo da rodovia:
 - trecho E: 3.293 m de extensão, conectando duas pontes sobre vazantes, localizadas em suas extremidades;
 - trecho F: 3.853 m de extensão, conectando oito pontes, sendo duas delas em suas extremidades. Nesse cercamento, há trechos de descontinuidade em entradas de propriedades.

O nível de manutenção dos cercamentos, durante o período de estudo, foi deficitário, visto que diversas falhas foram constatadas durante as vistorias do monitoramento de 2020/2021, como pilares caídos, telas amassadas, buracos nas telas e parte inferior delas desenterrada, possibilitando a passagem de animais entre o solo e a tela.

Figura 2. Cercamentos condutores de fauna na rodovia BR-262/MS. A e B: cercamentos longos; C: detalhe de término do cercamento em ponte; D: detalhe do pilar e da tela; E: detalhe da junção entre cercamento e ponte; F: vista sob uma das pontes.



Fontes: A, B, C, D e E: ICAS, 2019; F: ViaFauna, 2021.

Tabela 1. Descrição dos trechos da rodovia BR-262/MS que receberam cercamento: extensão da cerca instalada, comprimento do início ao final da cerca e número de amostragens.

Trecho	extensão da cerca instalada	comprimento (m)	vistorias pré-cercamento	vistorias pós-cercamento
A	curta	265	141	82
B	curta	270	141	82
C	curta	257	141	82
D	curta	262	141	82
E	longa	3.293	141	82
F	longa	3.853	71	52
G	curta	259	71	52

Delineamento amostral

Foi usado um desenho amostral do tipo BACI (“Before After Control Impact”) para avaliar se a instalação de cercas (trechos-impacto curtos: $n = 5$; longos: $n = 2$) teve efeito sobre a mortalidade de animais silvestres nos trechos cercados, usando como comparação trechos que não foram cercados (trechos-controle curtos: $n = 5$; longos: $n = 2$).

Os trechos-controle foram selecionados de modo a minimizar possíveis interferências (Cunnington et al. 2014), com os seguintes critérios: i) mesma extensão que os trechos cercados; ii) distância de pelo menos 2,5 km dos trechos cercados; iii) ausência de outros dispositivos ou estruturas que pudessem alterar a taxa de mortalidade (como radares ou postos de fiscalização); e iv) características de paisagem similares aos trechos cercados. Para isso, foi realizada uma inspeção a campo, em maio de 2021, para mapeamento dos possíveis trechos. Para cada cercamento foi selecionado um trecho-controle, de mesmo comprimento, totalizando 16,9 km de trechos amostrados. A Figura 1 mostra a localização dos trechos-impacto e dos trechos-controle.

Coleta de dados

Foram usados dados de monitoramentos sistemáticos cedidos pelo DNIT (jun./2011 a maio/2012, jul./2014 a maio/2015 e dez./2020 a nov./2021) e coletados pela equipe do Instituto de Conservação de Animais Silvestres – ICAS (fev./2017 a mar./2020), totalizando seis anos de amostragens, englobando períodos de seca e cheia, assim como todas as estações do ano. O monitoramento do DNIT foi realizado em todo o trecho de estudo, de Anastácio até Corumbá, totalizando 278,3 km, enquanto os dados do ICAS foram coletados no trecho de Anastácio até a ponte do Rio Paraguai, totalizando um percurso de 216,7 km, conforme mostra a Figura 1. Foram registradas carcaças em todo o trecho percorrido e, para este estudo, selecionados apenas os dados dos trechos-impacto e dos trechos-controle, totalizando 16,9 km de extensão. As vistorias realizadas durante o mês de instalação das cercas (jun./2019) foram excluídas do banco de dados, resultando em 212 vistorias no total. No entanto, os trechos F e G tiveram menos amostragens, conforme a Tabela 1, pois o monitoramento do ICAS não os englobava.

As inspeções da rodovia BR-262/MS para coleta dos dados foram realizadas de forma sistemática (ICAS: quinzenalmente; DNIT: semanalmente), percorrendo um sentido da rodovia, e retornando pelo outro sentido. O monitoramento foi realizado em um veículo de passeio, com dois observadores, mantendo velocidade máxima de 40-60

km/h. Durante a vistoria, o deslocamento era interrompido ao visualizar carcaças ou indícios de vertebrados silvestres mortos em ambos os lados da pista ou do acostamento. A localização geográfica de cada carcaça foi registrada com um aparelho GPS e o animal foi identificado. As carcaças que não puderam ser identificadas em campo foram fotografadas para posterior identificação por especialistas. Nos casos em que não foi possível identificar a espécie, foi indicado o menor nível taxonômico possível, seguido da sigla ni (“não identificado”). Após o registro, as carcaças foram descartadas na margem da rodovia, fora do acostamento, para evitar a recontagem. Foi assumido que todas as carcaças encontradas foram de animais mortos por colisões veiculares e que a permanência média das carcaças na pista é a mesma antes e após a instalação das cercas, independentemente do trecho.

Análise de dados

Foram usados Modelos Generalizados Mistos (GLMM) da família “poisson”, conforme recomendado por McDonald et al. (2000), através do pacote glmmTMB (Brooks et al. 2017) no “software” R v.4.2.3. A variável resposta foi a contagem de carcaças nos trechos amostrados (n). Foram usados como efeitos fixos: o tempo (“time”: antes ou depois de junho/2019 – mês de instalação das cercas), o tratamento (trat: trecho-impacto ou trecho-controle), a extensão da cerca (“type”: longa ou curta) e as interações entre tempo e tratamento e entre extensão e tempo. Para resolver o problema de desbalanceamento das amostragens, foi incluído o número de vistorias (vist) como efeito fixo. Considerou-se o trecho amostrado (id do trecho) e a espécie (sp) como fatores aleatórios. Finalmente, como os trechos têm comprimentos (len) diferentes, foi incluído um termo “offset” para essa variável. Desse modo, o modelo inicialmente utilizado foi:

$$\text{mod1} = n \sim \text{trat} * \text{time} + \text{type} * \text{time} + \text{vist} + (1 + \text{trat} * \text{time} | \text{sp}/\text{id}) + \text{offset}(\log(\text{len}))$$

No entanto, esse modelo apresentou problemas de convergência, independentemente do tipo de agrupamento de dados testado (registros apenas dos trechos curtos, apenas dos trechos longos, somente registros das espécies mais abundantes agrupadas, dados apenas de mamíferos de grande porte). Para sanar esse problema, o modelo foi simplificado:

$$\text{mod2} = n \sim \text{trat} * \text{time} + \text{type} * \text{time} + \text{vist} + (1 | \text{sp}/\text{id}) + \text{offset}(\log(\text{len}))$$

Além disso, para avaliar o efeito das cercas curtas e longas na mortalidade das quatro espécies mais abundantes, foram realizadas análises separadas para cada uma dessas espécies em cada extensão de cerca (curta/longa), com o modelo anterior simplificado:

mod3 = n~trat*time+vist+(1|id)+offset(log(len))

Como esse modelo foi utilizado repetidas vezes, considerou-se que houve uma diferença significativa entre a contagem de carcaças pré e pós cercamento quando “p-value” do termo de interação (trat:time) foi menor que 0,01 ($p < 0,01$).

Para confirmar que os dados não estavam superdispersos ou inflados de zero, utilizaram-se as funções `testDispersion()` e `testZeroInflation()` do pacote DHARMA (Hartig 2022).

Resultados

Contagem de carcaças

No trecho entre Anastácio e Corumbá, foram contabilizadas 9.063 carcaças de vertebrados mortos por colisões veiculares, resultando em um registro médio de 5,4 carcaças/km/ano, variando de 2,0 carcaças/km/ano na contagem de 2011/2012 para 13,4 carcaças/km/ano em 2020/2021.

Nos trechos amostrados para avaliação das cercas (trechos-controle e trechos-impacto – extensão de 16,9 km), foram contabilizadas 427 carcaças, sendo 43% mamíferos ($n=184$), 36% répteis ($n=152$), 20% aves ($n=86$) e 1% anfíbios ($n=5$). Foram registradas 67 espécies, das carcaças identificadas até esse nível taxonômico e, dentre elas, cinco classificadas como Vulneráveis à extinção pela União Internacional para a Conservação da Natureza –IUCN: tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, $n=2$), mutum-de-penacho (*Crax fasciolata*, $n=1$), macaco-prego-de-azara (*Sapajus cay*, $n=1$), anta (*Tapirus terrestris*, $n=1$) e queixada (*Tayassu pecari*, $n=2$).

Nos trechos amostrados, as espécies mais registradas foram: jacaré-do-pantanal (*Caiman yacare*, $n=91$), cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*, $n=47$), capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*, $n=27$) e tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*, $n=25$). A contagem de carcaças, por espécie, em cada um dos trechos-impacto e trechos-controle curtos, por período, está relacionada na Tabela 2; e a contagem nos trechos longos está relacionada na Tabela 3.

Tabela 2. Contagem de carcaças por classificação taxonômica (ni: não identificado), por período, em cada um dos **trechos-impacto curtos** e dos trechos-controle. Junho/2019: mês de instalação das cercas nos trechos-impacto. *Espécies classificadas como Vulneráveis à extinção (IUCN).

	Total geral	Antes de junho/2019										Depois de junho/2019																			
		Controle					Total	Impacto					Total	Controle					Impacto												
		A	B	C	D	G		A	B	C	D	G		A	B	C	D	G	Total	A	B	C	D	G	Total						
Anfibios	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0											
Anura ni	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhinella</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aves	20	1	1	0	1	0	3	0	1	0	1	0	2	2	1	1	1	1	6	5	2	1	0	1	9						
<i>Aramides cajaneus</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ave ni	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1						
<i>Cariama cristata</i>	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
<i>Cathartes aura</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0						
<i>Cochlearius cochlearius</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1						
<i>Crax fasciolata</i> *	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1						
<i>Crotophaga ani</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2						
<i>Eupsittula aurea</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0						
<i>Megaceryle torquata</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
<i>Nothura maculosa</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1						
<i>Ortalis canicollis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0						
<i>Pteroglossus castanotis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1						
<i>Pulsatrix perspicillata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0						
<i>Pyrrhura devillei</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0						
<i>Rupornis magnirostris</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
<i>Thraupis sayaca</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1						
<i>Trogon curucui</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1						

(continua)

	Total geral	Antes de junho/2019											Depois de junho/2019												
		Controle						Impacto					Controle						Impacto						
		A	B	C	D	G	Total	A	B	C	D	G	Total	A	B	C	D	G	Total	A	B	C	D	G	Total
Mamíferos	61	4	3	3	2	0	12	2	2	4	4	2	14	8	3	2	2	0	15	9	3	0	5	3	20
<i>Alouatta caraya</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Cabassous unicinctus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Cerdocyon thous</i>	14	0	2	1	0	0	3	1	1	0	2	2	6	2	0	0	0	0	2	1	1	0	1	0	3
Chiroptera ni	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Dasypus novemcinctus</i>	14	0	0	0	1	0	1	0	0	2	0	0	2	2	2	1	1	0	6	4	0	0	1	0	5
<i>Euphractus sexcinctus</i>	2	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Leopardus pardalis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Mammalia ni	6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	1	0	1	0	0	2	2	0	0	0	0	2
<i>Mazama gouazoubira</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> *	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Nasua nasua</i>	3	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Primates ni	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Puma concolor</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Tamandua tetradactyla</i>	10	2	1	1	0	0	4	0	1	1	1	0	3	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	2
Répteis	10	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	2	0	0	0	3	3	2	1	0	0	6
<i>Caiman yacare</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Chelonoidis carbonaria</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Hydrodynastes gigas</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Leptodeira annulata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Salvator merianae</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Sauria ni	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Serpente ni	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	2	1	1	0	0	0	2
Total geral	93	5	4	3	3	0	15	2	4	5	5	2	18	11	6	4	3	1	25	17	7	2	5	4	35

Tabela 3. Contagem de carcaças, por classificação taxonômica (ni: não identificado), por período, em cada um dos **trechos-impacto longos** e dos trechos-controle. Junho de 2019: mês de instalação das cercas nos trechos-impacto. *Espécies classificadas como Vulneráveis à extinção (IUCN).

	Total geral	Antes de junho/2019						Depois de junho/2019					
		Controle			Impacto			Controle			Impacto		
		E	F	Total	E	F	Total	E	F	Total	E	F	Total
Anfíbios	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
Anura ni	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Rhinella</i> sp.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
Aves	66	4	1	5	9	7	16	13	7	20	17	8	25
<i>Amazona aestiva</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3
<i>Ara ararauna</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Asio clamator</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Ave ni	8	1	0	1	1	2	3	0	0	0	4	0	4
<i>Camptostoma obsoletum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Caracara plancus</i>	21	1	0	1	3	3	6	6	1	7	4	3	7
<i>Cariama cristata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Cathartes aura</i>	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Cathartidae ni	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Coragyps atratus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Cyanocorax chrysops</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Heterospizias meridionalis</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Jacana jacana</i>	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Machetornis rixosa</i>	3	0	0	0	0	0	0	2	0	2	1	0	1
<i>Ortalis canicollis</i>	2	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
<i>Paroaria capitata</i>	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Paroaria coronata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Passeriforme ni	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Pionus maximiliani</i>	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	2	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0
<i>Primolius auricollis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Ramphastos toco</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Rapinante ni	2	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Rupornis magnirostris</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Trogon curucui</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Urubitinga urubitinga</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Zenaida auriculata</i>	2	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1
Mamíferos	123	10	3	13	24	26	50	7	4	11	27	22	49
<i>Aotus azarae</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Cerdocyon thous</i>	33	0	2	2	4	6	10	1	0	1	13	7	20
Cervidae ni	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Dasyprocta azarae</i>	2	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
<i>Dasypus novemcinctus</i>	11	1	0	1	4	3	7	0	0	0	1	2	3
<i>Euphractus sexcinctus</i>	6	1	1	2	0	0	0	0	3	3	0	1	1
Felidae ni	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	25	5	0	5	11	2	13	3	0	3	2	2	4

(continua)

	Total geral	Antes de junho/2019						Depois de junho/2019					
		Controle			Impacto			Controle			Impacto		
		E	F	Total	E	F	Total	E	F	Total	E	F	Total
<i>Leopardus pardalis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	
<i>Lontra longicaudis</i>	4	1	0	1	0	0	0	2	0	2	1	0	1
Mammalia ni	4	0	0	0	1	3	4	0	0	0	0	0	0
<i>Mazama gouazoubira</i>	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> *	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Nasua nasua</i>	5	0	0	0	0	2	2	0	0	0	1	2	3
<i>Procyon cancrivorus</i>	11	1	0	1	1	2	3	1	0	1	6	0	6
Rodentia ni	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Sapajus cay</i> *	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Tamandua tetradactyla</i>	11	0	0	0	1	4	5	0	0	0	1	5	6
<i>Tapirus terrestres</i> *	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Tayassu pecari</i> *	2	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
Répteis	142	37	1	38	32	3	35	45	3	48	19	2	21
<i>Ameiva sp.</i>	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Caiman yacare</i>	90	25	0	25	25	2	27	30	0	30	7	1	8
<i>Dipsas neuwiedi</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Dracaena paraguayensis</i>	7	1	0	1	1	0	1	5	0	5	0	0	0
<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Eunectes notaeus</i>	23	9	0	9	1	0	1	7	0	7	5	1	6
<i>Hydrodynastes gigas</i>	2	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Iguana iguana</i>	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Leptophis ahaetulla</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Mussurana bicolor</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Reptilia ni	2	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Salvator merianae</i>	3	2	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Sauria ni	3	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2	0	2
Serpente ni	6	0	0	0	0	0	0	2	2	4	2	0	2
Total geral	334	51	5	56	65	36	101	65	14	79	66	32	98

Efeito dos cercamentos

O primeiro modelo usado (mod1) indicou que os cercamentos não tiveram efeito sobre a mortalidade geral de fauna; e que houve diferença significativa entre as duas extensões de cerca (longa/curta) na contagem de carcaças após a instalação das cercas ($p = 0,03$, resumo estatístico no Anexo A). A inclusão das espécies como variável aleatória foi realizada para obter o efeito aleatório de cada espécie sobre a interação tratamento:tempo (Figura 3). No entanto, foi gerado o seguinte aviso de erro: “problema de convergência; matriz Hessiana não positiva; falsa convergência”, impedindo que conclusões sejam obtidas a partir dos resultados do primeiro modelo.

Após a indicação desse erro de convergência, alguns agrupamentos foram testados: registros apenas dos trechos curtos, apenas dos trechos longos, somente registros das espécies mais abundantes agrupadas, dados separados apenas de mamíferos de grande porte. No entanto, para todos esses casos, obtivemos o mesmo aviso de erro de convergência, indicando possivelmente que os dados não eram suficientes para estimar os parâmetros do modelo construído.

O modelo simplificado (mod2) não gerou erros de convergência e indicou resultados similares ao modelo 1: os cercamentos não tiveram efeito significativo sobre a mortalidade geral de fauna, e houve diferença significativa entre as duas extensões de cerca (longa/curta) na contagem de carcaças após a instalação das cercas ($p = 0,02$, resumo estatístico no Anexo B). Esse modelo também mostrou que houve aumento significativo ($p = 0,003$) na contagem de carcaças no período após junho/2019 (trechos cercados e não cercados juntos), entretanto, como não obtivemos efeito das cercas, não pudemos associar o aumento à instalação delas.

Foi possível gerar resultados para as três espécies mais abundantes nos cercamentos longos (jacaré-do-pantanal, capivara e cachorro-do-mato), enquanto, nos cercamentos curtos, apenas para cachorro-do-mato. Os valores preditos para a contagem de carcaças, mostrando a comparação entre tratamento (impacto/controle) e tempo (antes/depois) estão apresentados na Figura 4, a seguir, e o resumo estatístico dos modelos, no Anexo C. Para os casos restantes (jacaré-do-pantanal e capivara nos cercamentos curtos e tatu-galinha para ambos os cercamentos), obtivemos problemas de convergência.

Dentre todas as análises, obtivemos efeito das cercas apenas para o jacaré-do-pantanal nos locais onde foram instalados os cercamentos longos, indicando uma diminuição significativa ($p = 0,004$) na mortalidade dessa espécie nesses locais. Enquanto nos trechos-controle longos houve um aumento de 20% na mortalidade dessa espécie, nos trechos onde foram instaladas as cercas longas houve uma redução de 70,4% (Figura 4A).

Figura 3: Efeito das espécies sobre a interação tratamento:tempo.

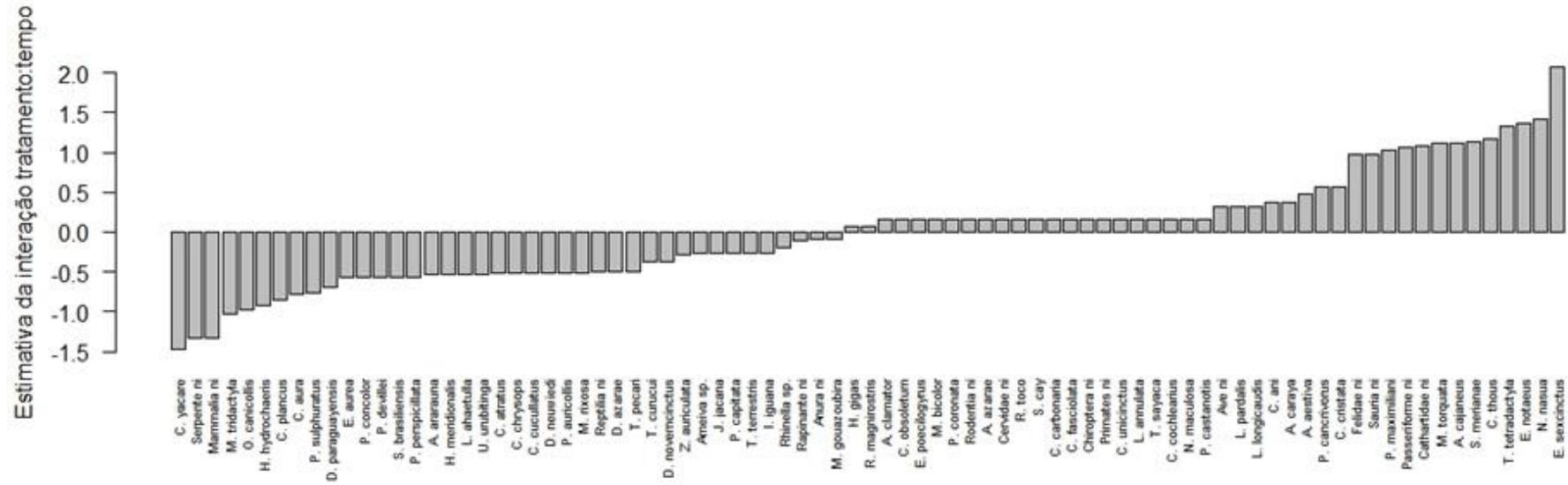
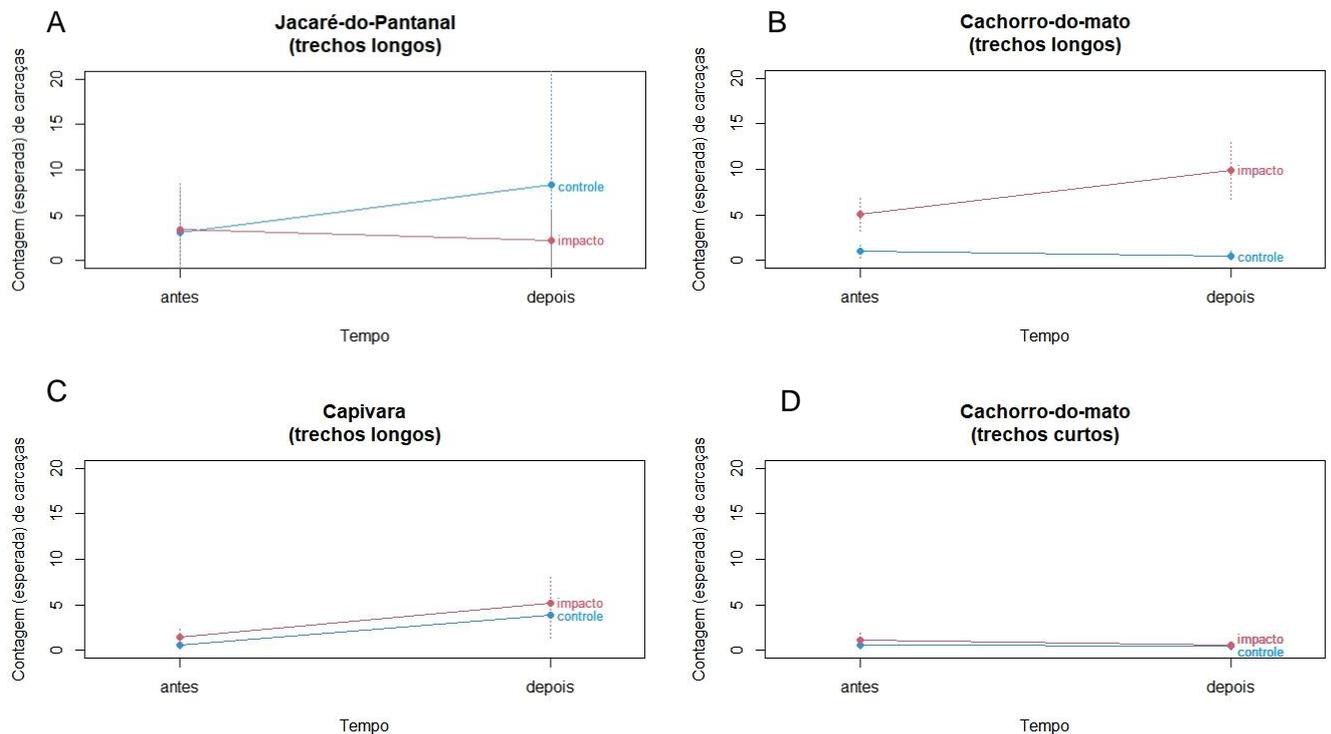


Figura 4. Valores preditos para a contagem de carcaças, mostrando a comparação entre tratamento (impacto/controle) e tempo (antes/depois). As linhas tracejadas indicam o desvio padrão para cada estimativa. A: jacaré-do-pantanal nos trechos longos; B: cachorro-do-mato nos trechos longos; C: capivara nos trechos longos; D: cachorro-do-mato nos trechos curtos.



Discussão

Contagem de carcaças

A rodovia BR-262/MS entre Anastácio e Corumbá continua apresentando taxas crescentes de mortalidade no decorrer do tempo, assim como apontado por Fischer (1997), Souza et al. (2014) e Sobanski (2016). O monitoramento de 2020/2021 registrou 3.735 carcaças, com uma taxa de 13,4 animais mortos registrados/km/ano, aumento de 570% em relação à taxa obtida no monitoramento de 2011/2012 (DNIT), 319% em relação a 2014/2015 (DNIT) e 127% em relação a 2017-2020 (ICAS). Em 2012, a taxa de mortalidade da BR-262/MS já era apontada como a maior do país (Souza et al. 2014) e, em 2020/2021, registrou-se um aumento de 59% em relação a 2012: usando o mesmo método de cálculo, a taxa passou de 1 animal morto a cada 6,2 km para 1 animal morto a cada 3,9 km percorridos.

Estudos são necessários para pesquisar os motivos desse notável aumento. Fischer (1997) e Souza et al. (2014) relacionaram o aumento da mortalidade nessa rodovia com o aumento do fluxo de veículos nos períodos entre 1989 e 1997 e entre 1992 e 2002, respectivamente. Mudanças do uso e ocupação do solo também podem estar influenciando esse número, uma vez que são fatores importantes na determinação do padrão espacial de atropelamentos de diversas espécies (Freitas et al. 2015, Cirino et al. 2022, Ribeiro et al. 2023). O aumento do número de focos de queimada na região, que foi 14 vezes maior em 2020 em relação a 2014 (INPE 2022), pode também estar relacionado ao aumento da mortalidade de algumas espécies, assim como observado por Bernardo (2021) para capivaras, que são abundantes na região.

Ainda é preciso levar em consideração que o número de animais registrados e as taxas de mortalidade acima são uma subestimativa do número real de animais mortos na rodovia, devido principalmente a dois erros de amostragem (Lima Santos et al. 2016, Barrientos et al. 2018): (i) detectabilidade do observador: algumas carcaças que estão na área amostrada podem não ser visualizadas durante os monitoramentos; e (ii) tempo de persistência das carcaças na pista, visto que uma parte delas é removida da rodovia entre uma amostragem e outra (por exemplo, por animais carniceiros, pelo próprio tráfego ou por empresas de manutenção). Esses fatores influenciam principalmente na contagem de animais de pequeno porte, como anfíbios e muitas espécies de aves (Teixeira et al. 2013), sendo necessário métodos específicos para a contagem desses animais, como o monitoramento a pé de alguns trechos da rodovia (Langen et al. 2010, IN13/2013 IBAMA, Teixeira et al. 2013, Gonçalves et al. 2023a).

Outros fatores que contribuem para que as contagens sejam subestimadas são: (i) carcaças podem ser arremessadas para fora da área visível da pista no momento da colisão (Souza et al. 2014, Ascensão et al. 2021), e (ii) alguns animais podem sobreviver por um período após as colisões veiculares, deslocar-se e ir a óbito depois, longe da rodovia, onde não é possível a visualização da carcaça (Souza et al. 2014), e/ou estas são resgatadas e encaminhadas a centros veterinários. É difícil mensurar o quanto esses dois últimos fatores influenciam na estimativa da mortalidade. Desse modo, o número real de animais vítimas de colisões veiculares na BR-262/MS é maior do que as contagens apresentadas, pois todos esses erros de amostragens não foram levados em consideração. O aumento do número de carcaças no decorrer do tempo também pode estar relacionado à variação desses erros entre os diversos monitoramentos realizados. Por exemplo, após a publicação da normativa IN13/2013 do IBAMA, que determina padrões metodológicos para amostragens de fauna atropelada em rodovias, a velocidade do veículo para a realização das inspeções, antes realizada a 60 km/h, foi limitada a 40 km/h, podendo melhorar a taxa de detectabilidade das carcaças.

Efeito dos cercamentos

Neste trabalho, foi possível realizar um estudo do tipo BACI, com dados de seis anos de monitoramento sistemático, para avaliar se os cercamentos instalados na rodovia BR-262/MS tiveram efeito sobre a mortalidade de fauna silvestre. Os resultados indicam que os cercamentos levaram a uma redução significativa da mortalidade do jacaré-do-pantanal (70,4%) apenas nos trechos longos cercados (extensões de 3,3 km e 3,9 km). No entanto, os cercamentos não foram eficazes para reduzir a mortalidade geral de fauna nos trechos mitigados.

Esse resultado era esperado, visto que as medidas mitigatórias usualmente são planejadas especificamente para determinado grupo-alvo (Van der Ree et al. 2015). No caso dos cercamentos instalados na BR-262/MS, as espécies-alvo seriam animais terrestres de médio ou grande porte. E, como no modelo das cercas não havia nenhum tipo de estrutura que impedisse os animais escaladores de transpassá-las, era esperado que não fossem eficazes para esse grupo de animais. Além disso, aves e animais de pequeno porte também não seriam afetados. Portanto, ao juntar todas as espécies em uma análise única, era esperado um efeito não significativo das cercas, visto que algumas espécies são beneficiadas enquanto outras são prejudicadas (Figura 3), assim como observado por Bager & Fontoura (2013). Resultados similares foram encontrados por Clevenger & Ford

(2022) ao concluírem que cercamentos foram eficazes para ungulados, mas não para carnívoros, devido a intrusões na cerca e ao baixo tamanho amostral. Desse modo, mostram-se necessárias análises espécie-específicas para avaliar as estruturas com uma quantidade suficiente de dados para tais análises.

A eficácia dos cercamentos longos para os jacarés era esperada, pois presumia-se que seriam capazes de barrar o acesso dos animais à rodovia e guiá-los para as passagens inferiores preexistentes, assim como sugerido por Vyas & Vasava (2019). As estruturas foram instaladas em locais com forte agregação de carcaças dessa espécie, gerando dados suficientes para as análises estatísticas. A presença das pontes nas extremidades e ao longo dos cercamentos permite que os jacarés realizem a travessia segura por baixo da rodovia, tanto na estação seca como na chuvosa. Apesar de as colisões veiculares não serem listadas como uma ameaça para os jacarés-do-pantanal (Campos et al. 2020), elas podem contribuir para o declínio populacional já sofrido pela espécie (Campos et al. 2022) e interferir diretamente no sucesso da movimentação dos animais quando a busca por água ou alimento se torna necessária (Campos et al. 2003). Para estimar tal impacto, é preciso investigar se os jacarés atropelados são mais propensos em uma fase da vida, ou por sexo. De qualquer forma, compreender quais medidas mitigatórias são eficazes na redução de colisões veiculares é importante para a conservação da espécie, assim como para a segurança viária, visto que uma colisão com um jacaré-do-pantanal adulto pode causar danos consideráveis aos veículos e às pessoas envolvidas. Este é o primeiro estudo que avalia os cercamentos como medida de mitigação eficaz para colisões veiculares com jacarés.

Assim como para os jacarés, esperava-se que, ao menos nos cercamentos longos, houvesse uma redução significativa na mortalidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte, como cachorro-do-mato, tatu, capivara, anta e tamanduá-bandeira. No entanto, os resultados obtidos não indicam redução. O primeiro possível motivo a ser discutido é se o delineamento amostral escolhido foi adequado para a análise dos dados.

Estudos do tipo BACI são considerados um dos melhores métodos para isolar e avaliar o efeito de intervenções ambientais (Smokorowski & Randall 2017, Rytwinski et al. 2016), em especial quando os trechos-impacto não podem ser aleatoriamente escolhidos (Conner et al. 2016). Na avaliação de medidas de mitigação de colisões veiculares, estudos BACI são eficazes mesmo quando as intervenções são implementadas em trechos com maior mortalidade, o que não seria possível, por exemplo, em experimentos do tipo CI (controle-impacto). Possíveis diferenças de amostragem entre

equipes (como a taxa de detecção das carcaças, periodicidade e velocidade) e entre anos de coleta (como o fluxo veicular, a taxa de mortalidade ou de persistência de carcaças) estão presentes tanto nos trechos-impacto como nos trechos-controle, tornando possível a comparação entre os diferentes bancos de dados.

No entanto, um fator que pode ter contribuído para que a eficácia das cercas seja subestimada é a persistência das carcaças na pista. Para as análises, assumiu-se que, em média, a permanência é a mesma antes e após a instalação das cercas. Porém, é possível que ela seja maior nos trechos cercados, pois a saída dos animais feridos da pista fica limitada e a remoção das carcaças para a lateral da pista pelos animais carniceiros também fica dificultada. Por essa razão, o ideal seria ter disponíveis as taxas de persistência das carcaças antes e após o cercamento, para considerá-las nas análises. No entanto, experimentos para o cálculo dessas taxas não foram realizados no período de coleta de dados.

Em relação ao tempo e locais de coleta de dados, este trabalho adotou as características recomendadas para uma apropriada avaliação da eficácia de mitigações: no mínimo quatro trechos a serem avaliados e quatro anos de coleta de dados (Rytwinski et al. 2016), sendo pelo menos três anos de coleta no período pré-tratamento (Smokorowski & Randall 2017). No entanto, dados após a instalação das cercas foram coletados por menos de dois anos e, considerando que o número de observações pós-impacto incluído nas análises pode alterar os resultados finais (Smokorowski & Randall 2017), é possível que, com mais anos de coleta, teríamos outros resultados. Outra limitação apresentada pelos dados é a baixa contagem de carcaças, em especial para os trechos curtos (Tabela 2), mesmo para espécies abundantes como a capivara. Isso deve-se ao fato de a extensão dessas cercas ser muito curta (média de 262,6 m) e de terem sido instaladas em locais não correspondentes a uma alta agregação de carcaças, gerando dados insuficientes para a maioria das análises espécie-específicas. Dessa forma, para avaliar essa intervenção, um tempo maior de monitoramento torna-se necessário.

A seguir, serão discutidos possíveis fatores relacionados à ineficácia das cercas longas em reduzir a mortalidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte.

i) Localização das cercas

As cercas longas foram instaladas em locais com alta agregação de carcaças (“hotspots”) a partir de dados obtidos no monitoramento entre julho de 2014 e maio de 2015, no trecho de Anastácio até Corumbá (Brasil 2017). Entretanto, como foram

utilizados os registros de todos os animais silvestres juntos, a geração de “hotspots” foi inflada pelos dados do jacaré-do-pantanal, que é a espécie mais registrada nas vistorias. Assim, nos locais instalados, tivemos uma contagem alta para essa espécie, mas, para a maioria das outras espécies, as contagens foram baixas tanto antes como após os cercamentos, limitando as análises estatísticas.

De modo geral, os “hotspots” são indicados para orientar a escolha de locais apropriados para mitigar (Gunson & Teixeira 2015), assim como devem ser avaliadas as características de paisagem do entorno da rodovia (e.g. Bueno et al. 2015, Freitas et al. 2015, Cirino et al. 2022, Martins et al. 2023, Ribeiro et al. 2023). Porém, quando análises são conduzidas com todos os animais juntos, as espécies mais abundantes influenciam na distribuição espacial dos “hotspots” (Franceschi et al. 2021), sendo necessário, antes da tomada de decisão, o questionamento: essa espécie dominante é o animal-alvo da mitigação? Sabe-se que há apenas 2% de sobreposição de “hotspots” entre as espécies mais atropeladas na área de estudo (Ascensão et al. 2017). Assim, para as próximas estruturas a serem instaladas, é importante que se defina, a priori, as espécies-alvos da mitigação para que apenas os registros delas sejam usados nas análises espaciais (van der Grift et al. 2015). Para essa escolha, é importante determinar quais os objetivos da mitigação, sendo usualmente utilizados critérios que priorizam: (i) a segurança humana, focando em espécies de grande porte que causam acidentes e (ii) a conservação de espécies, focando nas raras e/ou ameaçadas (Ament et al. 2023).

Para uma mitigação mais eficaz e com melhor custo-benefício, é possível, também, após a escolha das espécies-alvo, realizar análises de persistência dos “hotspots” para selecionar os trechos mais perenes, uma vez que as localizações de algumas agregações podem mudar no decorrer no tempo (Lima Santos et al. 2017). Da mesma forma, o ambiente do entorno da rodovia pode mudar devido a alterações antrópicas e a escolha de locais com uma maior estabilidade ambiental aumentará a chance da medida mitigatória ser eficaz a longo-prazo (Zeller et al. 2020).

Estudos apontam que, nos casos em que a mortalidade na rodovia já levou a população local ao declínio, os “hotspots” podem não ser os melhores locais para a instalação de medidas mitigadoras (Eberhardt et al. 2013, Teixeira et al. 2017). Portanto, são necessários monitoramentos das populações animais do entorno da BR-262/MS, para que o impacto da rodovia sobre elas seja estimado.

ii) Extensão das cercas

Em relação à extensão, não era esperado que os cercamentos curtos fossem eficazes para mamíferos terrestres de médio e grande porte, devido à facilidade dos animais de contornarem os 100 m de tela que foram instalados em cada lado das pontes e entrarem no trecho cercado. Cercas com extensões similares a essas foram utilizadas especificamente para a mitigação de atropelamento de animais com menor capacidade de locomoção, como anuros (Cunnington et al. 2014) e cágados (Langen 2011), guiando-os para passagens inferiores. Já as cercas longas deste estudo (3,3 e 3,9 km), em comparação com cercas instaladas em outras localidades, podem ser consideradas curtas. Através da análise de resultados de cercamentos em diversas localidades, um estudo concluiu que cercas com extensão maior que 5 km têm em média eficácia maior (84,1%) e menos variável (51%-97%) na redução de colisões veiculares com mamíferos de grande porte do que cercas menos extensas que 5 km (Huijser et al. 2016). Apesar de existirem pesquisas que não encontraram essa relação entre a extensão do cercamento e sua eficácia (Rytwinski et al. 2016), a média de comprimento das cercas avaliadas era de 7,36 km, ou seja, os cercamentos avaliados eram, em média, mais extensos do que as cercas instaladas na BR-262/MS.

Um dos critérios apresentados pelo IBAMA/DNIT para a instalação de cercas em trechos longos foi a presença de estruturas que pudessem ser usadas como passagens pelos animais, de modo que a conectividade ambiental pudesse ser mantida. Os “hotspots” identificados em locais sem essas estruturas não foram cercados (Brasil 2017). No entanto, estudos apontam que cercamentos, ao reduzir a mortalidade, também contribuem para a manutenção da diversidade genética (Ascensão et al. 2013) e a adoção do cercamento parcial e não total da rodovia sempre propiciará a conectividade entre as populações animais dos dois lados da pista (Ascensão et al. 2013).

iii) Modelo e qualidade das cercas

As cercas instaladas na BR-262/MS possuem uma altura muito baixa (1,2 m), sendo insuficiente para barrar animais terrestres com capacidade de saltar, como cervídeos e felídeos. Cercas utilizadas na mitigação de colisões com mamíferos de grande porte usualmente têm o dobro dessa altura (Huijser et al. 2016). Além disso, como já mencionado, a inclinação na parte superior da cerca não é suficiente para impedir que animais escaladores a transpassem. O modelo da cerca usada também não prevê estruturas que impeçam a entrada de animais nos trechos descontínuos em entradas

de propriedades e em canaletas de drenagem de água (Figura 5E). Outra característica observada é que as telas finas facilitam a abertura de buracos por animais e pessoas (Figura 5C) e, adicionalmente, ao terem apenas os 20 cm inferiores enterrados, permitem que sejam facilmente levantadas, gerando grandes passagens entre o solo e a tela (Figura 5B), o que propicia a entrada de animais nos trechos cercados. Alguns modelos que contornam esses problemas são apresentados na Figura 6.

iv) Envolvimento da comunidade lindeira

Aparentemente, algumas falhas e rebaixamentos nas telas foram feitas por pessoas para terem acesso aos córregos, que são frequentados por pescadores. Assim, o envolvimento da comunidade lindeira tanto em programas de educação ambiental sobre a importância de reduzir colisões veiculares, quanto no planejamento de estruturas que permitam o acesso das pessoas aos córregos, como portões, são estratégias importantes para que as telas não sejam danificadas, reduzindo o custo com reparos e permitindo que as cercas cumpram seu papel. O envolvimento da comunidade desenvolve o senso de interesse coletivo e de “propriedade” das estruturas (Langen 2011).

v) Manutenção da estrutura

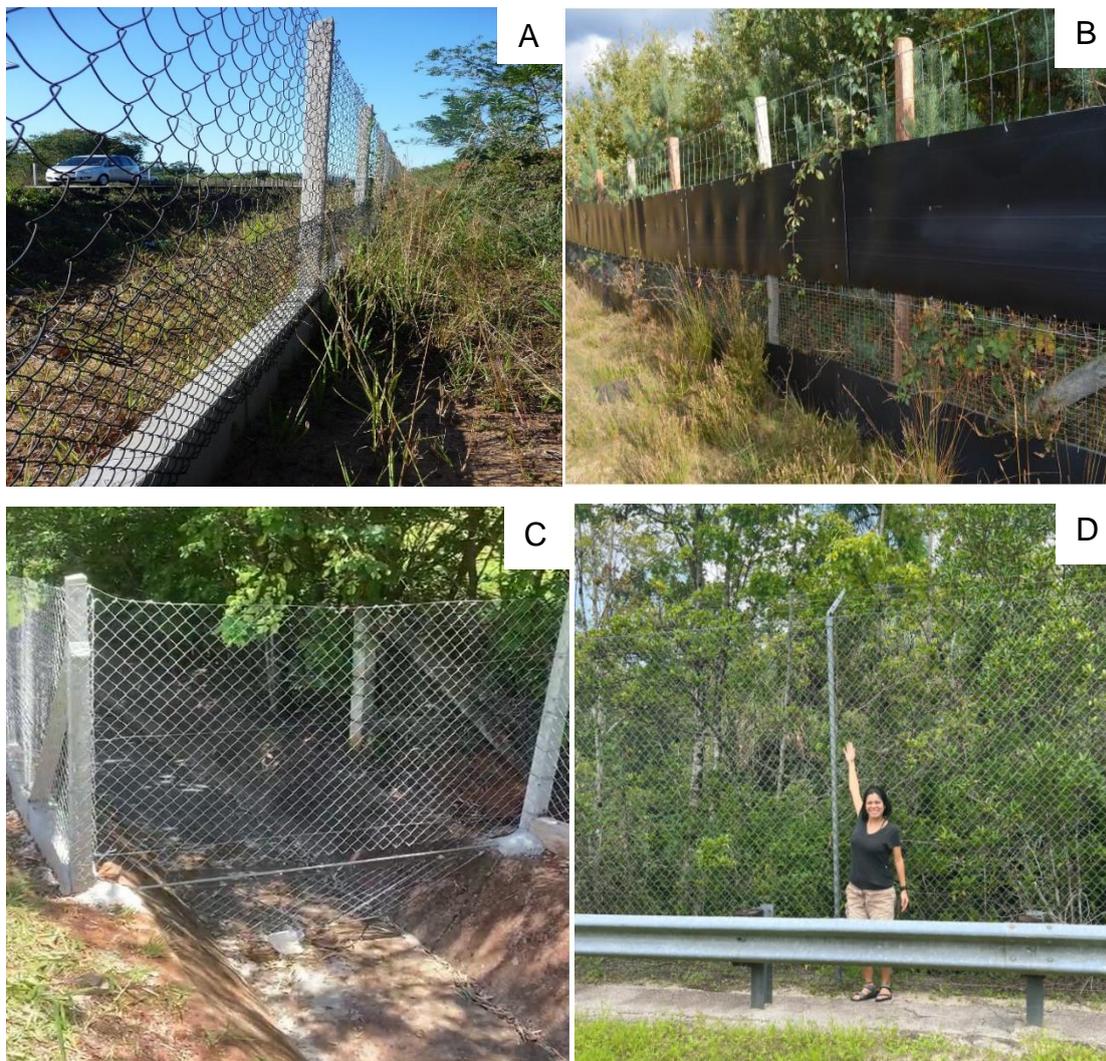
Finalmente, e não menos importante, é necessário considerar a manutenção das cercas, que deveria ser realizada pelo DNIT, órgão responsável da rodovia. Durante as vistorias a campo foram observadas as falhas apresentadas anteriormente, assim como trechos com pilares caídos (Figura 5A) e telas rebaixadas (Figura 5F). Esses problemas não foram solucionados até a última vistoria deste estudo, indicando que a manutenção periódica não foi realizada. A avaliação da eficácia de estruturas sem manutenção é altamente prejudicada, visto que buracos nas telas permitem a entrada de animais na pista e, ao se depararem com cercas do outro lado, ficam mais suscetíveis às colisões. Inspeções e reparos das estruturas devem ser frequentes (Abra et al. 2019), e o planejamento orçamentário deve contar com os custos de manutenção a longo prazo (Huijser et al. 2009).

Figura 5. Exemplos de falhas nos cercamentos. Setas vermelhas mostrando pontos de atenção. A: trecho caído do cercamento longo. B: parte inferior da cerca totalmente solta, sem adesão ao solo. C: buraco grande na parte inferior da cerca, permitindo entrada de animais de grande porte. D: vão inteiro entre mourões sem telas. E: ausência de telas nas canaletas de drenagens. F: tela rebaixada, permitindo a passagem por cima.



Fonte: ViaFauna, 2021.

Figura 6. Exemplos de modelos que melhoram a eficácia das cercas. A: cerca com base em concreto na BR-101/RS. B: estrutura que impede animais escaladores de transpassar o cercamento na Holanda. C: dispositivo para impedir a passagem de animais por canaleta de drenagem, SP-300. D: cercamento com altura de 2,4 m, EUA.



Fontes: A: Mozart Lauxen, 2012; B: Fernanda Abra, 2019; C: ViaFauna, 2021; D: arquivo pessoal, 2022.

Assim, observamos que, para uma medida de instalação ser eficaz, é necessário que o conhecimento científico-tecnológico existente seja incorporado na fase de planejamento e que haja disponibilidade financeira para que estruturas robustas sejam instaladas e mantidas. É importante ressaltar também que melhorar a eficácia dos cercamentos já instalados não reduzirá a mortalidade geral de fauna na rodovia BR-262/MS, visto que os trechos cercados até o momento representam apenas 3% do trecho monitorado e 1% de toda a rodovia.

Conclusões

Os resultados deste trabalho apontam que a eficácia dos cercamentos é espécie-dependente, de modo que eles foram eficazes apenas para a redução da mortalidade do jacaré-do-pantanal, e somente nos trechos de cercamento longo. A mortalidade de algumas espécies não foi alterada com a presença dos cercamentos, enquanto outras apresentaram uma tendência ao aumento, sendo necessário mais tempo de coleta de dados para obter resultados significativos. Diversos fatores estão associados a esse resultado, como a escolha da localização das cercas, a extensão, o modelo e material utilizado, assim como o nível de manutenção das estruturas e o envolvimento da comunidade local. Em vista disso, para que o cercamento tenha uma melhor eficácia, primeiro, é necessário escolher as espécies-alvo da mitigação, para que os locais de instalação sejam bem definidos e que sejam adotados modelos e/ou estruturas específicos para as diferentes espécies, com extensão e quantidade suficientes para causar impacto.

Por mais que o processo de licenciamento ambiental seja um instrumento importante para a proteção da biodiversidade e que, no caso específico da BR-262/MS, tenha resultado na instalação de medidas mitigadoras, observamos que a mortalidade geral de fauna na rodovia vem aumentando no decorrer dos anos. Isso é resultado de falta de comprometimento dos órgãos responsáveis em lidar com a questão das colisões veiculares com fauna de forma efetiva, seja pela falta de importância ao tema, seja por motivos financeiros. Além disso, apesar de existirem diversos manuais internacionais (e.g. van der Ree et al. 2015, Ament et al. 2023) e nacionais (Saito & Balestieri 2021, Gonçalves et al. 2023b) disponíveis, com soluções e caminhos de curto a longo prazo para diminuir a mortalidade nas rodovias e manter a conectividade de hábitat, notamos que as tomadas de decisão nem sempre são apoiadas em metodologias já consolidadas ou em

recomendações presentes na literatura científica, mostrando uma falta de conexão entre pesquisadores, analistas ambientais e tomadores de decisão, assim como apontado por Freitas et al. (2017) e Teixeira et al. (2016).

Para que a mortalidade de fauna na BR-262/MS seja reduzida, é importante que essa conexão seja melhorada e seja elaborado um plano de mitigação amplo, com objetivos e metas bem definidos, com uma criteriosa escolha das espécies-alvo, para que sejam adotadas múltiplas estratégias visando atender as particularidades das diferentes espécies. Também são essenciais o envolvimento da comunidade (Langen 2011), a manutenção constante das estruturas e o monitoramento a longo-prazo, realizando avaliações periódicas e adaptações das medidas mitigatórias instaladas (Rytwinski et al. 2015, Spanowicz et al. 2020).

Literatura citada

- Abra FD, Granziera BM, Huijser MP, Ferraz KMPMB & Haddad CM, Paolino RM. 2019. Pay or prevent? Human safety, costs to society and legal perspectives on animal-vehicle collisions in São Paulo state, Brazil. *PLoS ONE* 14: e0215152.
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JdM & Sparovek G. 2013 Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711-728.
- Ament R, Clevenger A & van der Ree R (Eds.). 2023. Addressing ecological connectivity in the development of roads, railways, and canals. IUCN WCPA Technical Report Series No. 5. Gland, Switzerland: IUCN.
- Ascensão F, Clevenger A, Santos-Reis M, Urbano P & Jackson N. 2013. Wildlife-vehicle collision mitigation: Is partial fencing the answer? An agent-based model approach. *Ecological Modelling* 257: 36-43.
- Ascensão F, Desbiez ALJ, Medici EP & Bager A. 2017. Spatial patterns of road mortality of medium-large mammals in Mato Grosso do Sul, Brazil. *Wildlife Research* 44: 135-146.
- Ascensão F, Yogui D, Alves M, Medici EP & Desbiez A. 2019. Predicting spatiotemporal patterns of road mortality for medium-large mammals. *Journal of Environmental Management* 248: 109320.
- Ascensão F, Yogui DR, Alves MH, Alves AC, Abra F & Desbiez ALJ. 2021. Preventing wildlife roadkill can offset mitigation investments in short-medium term. *Biological Conservation* 253: 108902.
- Bager A & Fontoura V. 2013. Evaluation of the effectiveness of a wildlife roadkill mitigation system in wetland habitat. *Ecological Engineering* 53: 31-38.
- Bernardo LRR. 2021. Influência dos fatores naturais e antrópicos no atropelamento de mamíferos na BR-163, Mato Grosso. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 238 p.
- Barrientos R, Martins RC, Ascensão F, D'Amico M, Moreira F & Borda-de-Água L. 2018. A review of searcher efficiency and carcass persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. *Biological Conservation* 222: 146-153.
- Bissonette JA, Kassar CA & Cook LJ. 2008. Assessment of costs associated with deer-vehicle collisions: human death and injury, vehicle damage, and deer loss. *Human*

- Wildlife Interactions 2: 17-27.
- Brasil. IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). Parecer Técnico nº 16/2017-NLA-MS/DITEC-MS/SUPES-MS Número do Processo: 02001.004918/2007-28.
- Brooks ME, Kristensen K, van Benthem KJ, Magnusson A, Berg CW, Nielsen A, Skaug HJ, Maechler M & Bolker BM. 2017. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal* 9: 378-400.
- Bueno C, Sousa COM, Freitas SR. 2015. Habitat or matrix: which is more relevant to predict roadkill of vertebrates? *Brazilian Journal of Biology* 75: 228-238.
- Cáceres NC, Casella J & dos Santos Goulart C. 2012. Variação espacial e sazonal de atropelamentos de mamíferos no bioma Cerrado, rodovia BR-262, sudoeste do Brasil. *Mastozoologia Neotropical* 19: 21-33.
- Campos Z, Coutinho M & Magnusson WE. 2003. *Caiman crocodilus yacare* (Pantanal Caiman). Food-related movement. *Herpetological Review* 34: 140-141.
- Campos Z, Llobet A, Magnusson WE & Piña C. 2020. *Caiman yacare*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T46586A3009881.
- Campos Z, Mourão G, Muniz FL, Maffei F, Botero-Arias R & Magnusson WE. 2022. Direções para mitigar os impactos da seca extrema nas populações de jacarés (*Caiman yacare*) no Pantanal. *Oecologia Australis* 26:403-410.
- Catella AC, Tomás WM & Mourão GM. 2010. BR-262 no Pantanal: cenário de encontros entre homens e animais silvestres. *Documentos Embrapa Pantanal* 111:1-23.
- Casella J. 2010. Ecologia de estradas: influência da BR-262 no desflorestamento e na perda da fauna silvestre por atropelamentos no sudoeste do Brasil, MS. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 106 p.
- Cirino DW, Lupinetti-Cunha A, Freitas CH & de Freitas SR. 2022. Do the roadkills of different mammal species respond the same way to habitat and matrix? In: Santos S, Grilo C, Shilling F, Bhardwaj M, Papp CR (Eds.). *Linear Infrastructure Networks with Ecological Solutions*. *Nature Conservation* 47: 65-85.
- Clevenger AP, Chruszcz B & Gunson KE. 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29: 646-653.
- Clevenger AP & Ford AT (Ed.). 2022: A Before-After-Control-Impact study of wildlife fencing along a highway in the Canadian Rocky Mountains. *Transportation Pooled Fund Study, TPF-5(358)*. Nevada Department of Transportation, Carson City, NV.
- Conner MM, Saunders WC, Bouwes N & Jordan C. 2016. Evaluating impacts using a BACI design, ratios, and a Bayesian approach with a focus on restoration. *Environmental monitoring and assessment* 188: 555.
- Crawford BA, Moore CT, Norton TM & Maerz JC. 2018. Integrated analysis for population estimation, management impact evaluation, and decision-making for a declining species. *Biological Conservation* 222: 33-43.
- Cunnington GM, Garrah E, Ewen E & Fahrig L. 2014. Culverts alone do not reduce road mortality in Anurans. *Ecoscience* 21: 69-78.
- Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT). Plano Nacional de Contagem de Tráfego – PNCT. Disponível em: <<http://servicos.dnit.gov.br/dadospnt>>. Acesso em: 5 jul. 2022.
- Desbiez ALJ, Bertassoni A & Traylor-Holzer K. 2020. Population viability analysis as a tool for giant anteater conservation. *Perspectives in Ecology and Conservation* 18(2): 124-131.
- Eberhardt E, Mitchell S & Fahrig L. 2013. Road-kill hotspots do not effectively indicate

- mitigation locations when past road-kill has depressed populations. *The Journal of Wildlife Management* 77: 1353-1359.
- Fahrig L, Pedlar JH, Pope SE, Taylor PD & Wegner JF. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73:177-182.
- Fischer WA. 1997. Efeitos da rodovia BR-262 na mortalidade de vertebrados silvestres: síntese naturalística para a conservação da região do pantanal, MS. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 43 p.
- Fischer WA, Ramos-Neto MB, Silveira L & Jacomo ATA. 2004. Human transportation network as ecological barrier for wildlife on Brazilian Pantanal-Cerrado corridors. In: Irwin CL, Garrett P, McDermott KP (Eds.). *Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, 182-194.
- Fischer W, Godoi RF & Filho ACP. 2018. Roadkill records of reptiles and birds in Cerrado and Pantanal landscapes. *Check List* 14: 845-876.
- Forman RT & Alexander LE. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 29: 207-231.
- Franceschi IC, Gonçalves LO, Kindel A & Trigo T. 2021. Mammalian fatalities on roads: how sampling errors affect road prioritization and dominant species influence spatiotemporal patterns. *European Journal of Wildlife Research* 67: 97.
- Freitas SR, Oliveira AN, Ciocheti G, Vieira MV & Matos DMS. 2015. How landscape features influence road-kill of three species of mammals in the Brazilian savanna? *Oecologia Australis* 18: 35-45.
- Freitas K, Gonçalves L, Kindel A & Teixeira F. 2017. Road effects on wildlife in Brazilian environmental licensing. *Oecologia Australis* 21: 280-291.
- Glista DJ, DeVault TL & DeWoody JA. 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning* 91: 1-7.
- Gonçalves LO, Brack IV, Zank C, Beduschi J & Kindel A. 2023a. Spatially prioritizing mitigation for amphibian roadkills based on fatality estimation and landscape conversion. *Frontiers in Ecology and Evolution* 11: 1123292.
- Gonçalves LO, Carra TA, Abra F, Pina JM, Fonseca VSC, Mengardo ALT, Bernstein LB, Giorgi CF Mendonça RR & Ferraz KMPMB. 2023b. Guia de boas práticas para avaliação de efetividade de medidas de mitigação dos impactos sobre a fauna em rodovias. Piracicaba: LEMaC-LCF/ESALQ/USP. 30 p.
- Gunson K & Teixeira FZ. 2015. Road-wildlife mitigation planning can be improved by identifying the patterns and processes associated with wildlife-vehicle collisions. 101-109. In: van der Ree R, Smith DJ & Grilo C (Eds.). *Handbook of road ecology*, Wiley Blackwell, West Sussex.
- Hartig F. 2022. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.6. Disponível em: <<http://florianhartig.github.io/DHARMA/>>. Acesso em: 5 jul. 2022.
- Hedlund JH, Curtis PD, Curtis G & Williams AF. 2004. Methods to reduce traffic crashes involving deer: what works and what does not. *Traffic Injury Prevention* 5: 122-131.
- Howell HJ & Seigel RA. 2019. The effects of road mortality on small, isolated turtle populations. *Journal of Herpetology* 53: 39-46.
- Huijser MP, McGowen P, Fuller J, Hardy A, Kociolek A, Clevenger AP, Smith D & Ament R. 2007. Wildlife-vehicle collision reduction study. Report to Congress. U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington D.C., USA.

- Huijser MP, Duffield JW, Clevenger AP, Ament RJ & McGowen PT. 2009. Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada: a decision support tool. *Ecology and Society* 14: 10.5751/ES-03000-140215.
- Huijser MP, Abra FD & DUFFIELD JW. 2013. Mammal road mortality and cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in São Paulo state, Brazil. *Oecologia Australis* 17: 129-146.
- Huijser MP, Fairbank ER, Camel-Means W, Graham J, Watson V, Basting P & Becker D. 2016. Effectiveness of short sections of wildlife fencing and crossing structures along highways in reducing wildlife-vehicle collisions and providing safe crossing opportunities for large mammals. *Biological Conservation* 197: 61-68.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. 2022. Disponível em: <<https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal>>. Acesso em: 15 fev. 2022.
- IUCN. 2023. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 5 jul. 2022.
- Jackson ND & Fahrig L. 2011. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation* 144: 3143-3148.
- Knapp KK. 2005. Crash reduction factors for deer-vehicle crash countermeasures. *Transportation Research Record* 1908: 172-179.
- Langen T, Machniak A, Crowe E, Mangan C, Marker D, Liddle N & Roden B. 2010. Methodologies for surveying herpetofauna mortality on rural highways. *The Journal of Wildlife Management* 71: 1361-1368.
- Langen TA. 2011. Design considerations and effectiveness of fencing for turtles: three case studies along Northeastern New York State Highways. *Proceedings of the 2011 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET 2011)*: 545-556.
- Lima Santos RAL, Santos SM, Santos-Reis M, Picanço de Figueiredo A, Bager A, Aguiar LMS, Ascensão F. 2016. Carcass persistence and detectability: reducing the uncertainty surrounding wildlife-vehicle collision surveys. *PLoS One* 11: e0165608.
- Lima Santos RA, Ascensão F, Ribeiro ML, Bager A, Santos-Reis M & Aguiar LM. 2017. Assessing the consistency of hotspot and hot-moment patterns of wildlife road mortality over time. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15: 56-60.
- Martins T, Freitas S, Semensatto Junior D & Hardt E. 2023. The influence of proximity with riparian forests and the distance from urban areas on roadkills of vertebrates in a fragmented Brazilian savanna area. *Austral Ecology* 10.1111/aec.13342.
- McDonald TL, Erickson WP & McDonald LL. 2000. Analysis of count data from before-after control-impact studies. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 5: 262-279.
- Medici EP & Desbiez ALJ. 2012. Population viability analysis: using a modeling tool to assess the viability of tapir populations in fragmented landscapes. *Integrative Zoology* 7: 356-372.
- Moore LJ, Petrovan SO, Bates AJ, Hicks HL, Baker PJ, Perkins SE & Yarnell RW. 2023. Demographic effects of road mortality on mammalian populations: A systematic review. *Biological Reviews* 98: 1033-1050.
- Nielsen SE, Stenhouse GB & Boyce MS. 2006. A habitat-based framework for grizzly bear conservation in Alberta. *Biological Conservation* 130: 217-229.
- Noonan MJ, Ascensao F, Yogui DR & Desbiez JLA. 2022. Roads as ecological traps for giant anteaters. *Animal Conservation* 25:182-194.

- Pozo-Montuy G & Bonilla-Sánchez YM. 2022. Population decline of an endangered primate resulting from the impact of a road in the Catazajá wetlands, Chiapas, México. *Therya Notes* 3: 75-81.
- Projeto MapBiomias – Coleção 7.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil. Disponível em: <<http://brasil.mapbiomas.org>>. Acesso em: 5 jul. 2022.
- Ribeiro YGG, Ascensão F, Yogui DR, Ferraz, KMPMB & Desbiez ALJ. 2023. Prioritizing road mitigation using ecologically based land-use planning. *Austral Ecology* 48: 761-773.
- Rytwinski T, van der Ree R, Cunnington GM, Fahrig L, Findlay CS, Houlahan J, Jaeger JA, Soanes K & van der Grift EA. 2015. Experimental study designs to improve the evaluation of road mitigation measures for wildlife. *Journal of Environmental Management* 154: 48-64.
- Rytwinski T, Soanes K, Jaeger JAG, Fahrig L, Findlay CS, Houlahan J, van der Ree R & van der Grift EA. 2016. How effective is road mitigation at reducing roadkill? A meta-analysis. *PLoS ONE* 11: e0166941.
- Saito EN, Balestieri MF (Orgs.). 2021. Manual de orientações técnicas para mitigação de colisões veiculares com fauna silvestre nas rodovias estaduais do Mato Grosso do Sul. 1 ed. Campo Grande: SEINFRA, 63 p.
- Sobanski MB. 2016. Avaliação do uso de controladores eletrônicos de velocidade como medida de mitigação de atropelamentos de animais silvestres na Rodovia BR-262, trecho de Anastácio à Corumbá, Mato Grosso do Sul. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 92 p.
- Souza JC, da Cunha VP & Markwith SH. 2014. Spatiotemporal variation in human-wildlife conflicts along highway BR-262 in the Brazilian Pantanal. *Wetlands Ecology and Management* 23: 227-239.
- Smokorowski KE & Randall RG. 2017. Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *FACETS* 2: 212-232.
- Spanowicz AG, Teixeira FZ & Jaeger JAG. 2020. An adaptive plan for prioritizing road sections for fencing to reduce animal mortality. *Conservation Biology* 34(5): 1210-1220.
- Steen DA & Gibbs JP. 2004. Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations. *Conservation Biology* 18: 1143-1148.
- Teixeira FZ, Coelho AVP, Esperandio IB & Kindel A. 2013. Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation* 157: 317-323.
- Teixeira FZ, Coelho IP, Lauxen M, Esperandio IB, Hartz SM & Kindel A. 2016. The need to improve and integrate science and environmental licensing to mitigate wildlife mortality on roads in Brazil. *Tropical Conservation Science* 9: 34-42.
- Teixeira FZ, Kindel A, Hartz SM, Mitchell S & Fahrig L. 2017. When roadkill hotspots do not indicate the best sites for road-kill mitigation. *Journal of Applied Ecology* 54: 1544-1551.
- Universidade Federal do Paraná (UFPR), Instituto Tecnológico de Transportes e Infraestrutura (ITTI). 2015. Relatório Técnico: 12º Relatório de Gestão Ambiental - BR-262/MS: Anastácio a Corumbá. Curitiba: UFPR/ITTI, 287 p.
- Van der Grift EA, van der Ree R & Jaeger JAG. 2015. Guidelines for evaluating the effectiveness of road mitigation measures. In: van der Ree R, Smith DJ & Grilo C (Eds.). *Handbook of road ecology*, Wiley Blackwell, West Sussex, 129-137.
- van der Ree R, Smith DJ & Grilo C (Eds.). 2015. *Handbook of Road Ecology*. New York: John Wiley & Sons.

- Vyas R & Vasava A. 2019. Mugger Crocodile (*Crocodylus palustris*) mortality due to roads and railways in Gujarat, India. *Herpetological Conservation and Biology* 14:615-626.
- Zeller KA, Wattles DW, Conlee L & Destefano S. 2020. Response of female black bears to a high-density road network and identification of long-term road mitigation sites. *Animal Conservation* 24: 167-180.

Anexo A

Resumo estatístico (mod1):

Error in fitTMB(TMBstruc) :
(converted from warning) Model convergence problem; non-positive-definite Hessian matrix. See vignette('trouble shooting')

Family: poisson (log)

Formula:

n ~ trat * time + type * time + vist + (1 + trat * time | sp/id) + offset(log(len))

Data: d2

AIC BIC logLik deviance df.resid

NA NA NA NA 2297

Random effects:

Conditional model:

Groups Name	Variance	Std.Dev.	Corr		
id:sp (Intercept)	3.5078	1.8729			
tratImpact	1.5279	1.2361	-0.99		
timedepois	2.3560	1.5349	-0.24	0.14	
tratImpact:timedepois	0.7083	0.8416	0.24	-0.15	-0.88
sp (Intercept)	1.7612	1.3271			
tratImpact	1.1283	1.0622	-0.32		
timedepois	1.9842	1.4086	-0.90	0.70	
tratImpact:timedepois	2.4441	1.5634	0.64	-0.93	-0.91

Number of obs: 2324, groups: id:sp, 581; sp, 83

Conditional model:	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-13.316248	0.684941	-19.441	< 2e-16 ***
tratImpact	1.598328	0.565991	2.824	0.00474 **
timedepois	1.362575	0.897361	1.518	0.12891
typeshort	-0.082779	0.292320	-0.283	0.77704
vist	0.013027	0.004571	2.850	0.00437 **
tratImpact:timedepois	-0.054575	1.031110	-0.053	0.95779
timedepois:typeshort	0.743199	0.332690	2.234	0.02549 *

Anexo B

Resumo estatístico (mod2):

Family: poisson (log)

Formula:

n ~ trat * time + type * time + vist + (1 | sp/id) + offset(log(len))

Data: d2

AIC	BIC	logLik	deviance	df.resid
1612.4	1664.1	-797.2	1594.4	2315

Random effects:

Conditional model:

Groups	Name	Variance	Std.Dev.
id:sp	(Intercept)	1.0181	1.0090
sp	(Intercept)	0.8334	0.9129

Number of obs: 2324, groups: id:sp, 581; sp, 83

Conditional model:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-12.011245	0.548247	-21.908	< 2e-16	***
tratImpact	0.516445	0.149959	3.444	0.000573	***
timedepois	1.045881	0.305637	3.422	0.000622	***
typeshort	0.167778	0.248441	0.675	0.499471	
vist	0.012967	0.004306	3.011	0.002601	**
tratImpact:timedepois	-0.270489	0.199053	-1.359	0.174185	
timedepois:typeshort	0.564412	0.245120	2.303	0.021302	*

Anexo C

Resumo estatístico (mod3)

Análises realizadas separadamente para extensão de cercamento (longo/curto), das quatro espécies mais abundantes na contagem geral.

Valores significativos ($p < 0,01$) em negrito.

	Cercamento Longo	Cercamento Curto																																																												
Jacaré-do-pantanal	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Estimate</th> <th>Std. Error</th> <th>z value</th> <th>Pr(> z)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>(Intercept)</td> <td>-8.04811</td> <td>3.81000</td> <td>-2.112</td> <td>0.03466</td> </tr> <tr> <td>tratImpact</td> <td>0.07696</td> <td>0.27756</td> <td>0.277</td> <td>0.78156</td> </tr> <tr> <td>timedepois</td> <td>0.97699</td> <td>2.08713</td> <td>0.468</td> <td>0.63971</td> </tr> <tr> <td>vist</td> <td>0.01163</td> <td>0.03030</td> <td>0.384</td> <td>0.70123</td> </tr> <tr> <td>tratImpact:timedepois</td> <td>-1.39872</td> <td>0.48515</td> <td>-2.883</td> <td>0.00394</td> </tr> </tbody> </table>		Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	(Intercept)	-8.04811	3.81000	-2.112	0.03466	tratImpact	0.07696	0.27756	0.277	0.78156	timedepois	0.97699	2.08713	0.468	0.63971	vist	0.01163	0.03030	0.384	0.70123	tratImpact:timedepois	-1.39872	0.48515	-2.883	0.00394	<p>Warning messages:</p> <p>1: In fitTMB(TMBStruc) : Model convergence problem; non-positive-definite Hessian matrix. See vignette('troubleshooting')</p> <p>2: In fitTMB(TMBStruc) : Model convergence problem; singular convergence (7). See vignette('troubleshooting')</p>																														
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)																																																										
(Intercept)	-8.04811	3.81000	-2.112	0.03466																																																										
tratImpact	0.07696	0.27756	0.277	0.78156																																																										
timedepois	0.97699	2.08713	0.468	0.63971																																																										
vist	0.01163	0.03030	0.384	0.70123																																																										
tratImpact:timedepois	-1.39872	0.48515	-2.883	0.00394																																																										
Cachorro-do-mato	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Estimate</th> <th>Std. Error</th> <th>z value</th> <th>Pr(> z)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>(Intercept)</td> <td>-8.1088991</td> <td>1.2090914</td> <td>-6.707</td> <td>1.99e-11</td> </tr> <tr> <td>tratImpact</td> <td>1.6094375</td> <td>0.7745965</td> <td>2.078</td> <td>0.0377</td> </tr> <tr> <td>timedepois</td> <td>-0.7251142</td> <td>1.2990922</td> <td>-0.558</td> <td>0.5767</td> </tr> <tr> <td>vist</td> <td>-0.0006635</td> <td>0.0090189</td> <td>-0.074</td> <td>0.9413</td> </tr> <tr> <td>tratImpact:timedepois</td> <td>1.3862944</td> <td>1.2845230</td> <td>1.079</td> <td>0.2805</td> </tr> </tbody> </table>		Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	(Intercept)	-8.1088991	1.2090914	-6.707	1.99e-11	tratImpact	1.6094375	0.7745965	2.078	0.0377	timedepois	-0.7251142	1.2990922	-0.558	0.5767	vist	-0.0006635	0.0090189	-0.074	0.9413	tratImpact:timedepois	1.3862944	1.2845230	1.079	0.2805	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Estimate</th> <th>Std. Error</th> <th>z value</th> <th>Pr(> z)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>(Intercept)</td> <td>-6.219487</td> <td>1.913986</td> <td>-3.249</td> <td>0.00116</td> </tr> <tr> <td>tratImpact</td> <td>0.693149</td> <td>0.707107</td> <td>0.980</td> <td>0.32696</td> </tr> <tr> <td>timedepois</td> <td>-0.339067</td> <td>1.268362</td> <td>-0.267</td> <td>0.78922</td> </tr> <tr> <td>vist</td> <td>0.001065</td> <td>0.014022</td> <td>0.076</td> <td>0.93948</td> </tr> <tr> <td>tratImpact:timedepois</td> <td>-0.287681</td> <td>1.154701</td> <td>-0.249</td> <td>0.80325</td> </tr> </tbody> </table>		Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	(Intercept)	-6.219487	1.913986	-3.249	0.00116	tratImpact	0.693149	0.707107	0.980	0.32696	timedepois	-0.339067	1.268362	-0.267	0.78922	vist	0.001065	0.014022	0.076	0.93948	tratImpact:timedepois	-0.287681	1.154701	-0.249	0.80325
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)																																																										
(Intercept)	-8.1088991	1.2090914	-6.707	1.99e-11																																																										
tratImpact	1.6094375	0.7745965	2.078	0.0377																																																										
timedepois	-0.7251142	1.2990922	-0.558	0.5767																																																										
vist	-0.0006635	0.0090189	-0.074	0.9413																																																										
tratImpact:timedepois	1.3862944	1.2845230	1.079	0.2805																																																										
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)																																																										
(Intercept)	-6.219487	1.913986	-3.249	0.00116																																																										
tratImpact	0.693149	0.707107	0.980	0.32696																																																										
timedepois	-0.339067	1.268362	-0.267	0.78922																																																										
vist	0.001065	0.014022	0.076	0.93948																																																										
tratImpact:timedepois	-0.287681	1.154701	-0.249	0.80325																																																										
Capivara	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Estimate</th> <th>Std. Error</th> <th>z value</th> <th>Pr(> z)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>(Intercept)</td> <td>-12.16358</td> <td>1.75161</td> <td>-6.944</td> <td>3.81e-12</td> </tr> <tr> <td>tratImpact</td> <td>0.95551</td> <td>0.52623</td> <td>1.816</td> <td>0.06941</td> </tr> <tr> <td>timedepois</td> <td>1.92013</td> <td>1.15011</td> <td>1.670</td> <td>0.09501</td> </tr> <tr> <td>vist</td> <td>0.03947</td> <td>0.01253</td> <td>3.151</td> <td>0.00163</td> </tr> <tr> <td>tratImpact:timedepois</td> <td>-0.66783</td> <td>0.92750</td> <td>-0.720</td> <td>0.47151</td> </tr> </tbody> </table>		Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	(Intercept)	-12.16358	1.75161	-6.944	3.81e-12	tratImpact	0.95551	0.52623	1.816	0.06941	timedepois	1.92013	1.15011	1.670	0.09501	vist	0.03947	0.01253	3.151	0.00163	tratImpact:timedepois	-0.66783	0.92750	-0.720	0.47151	<p>Warning messages:</p> <p>1: In fitTMB(TMBStruc) : Model convergence problem; non-positive-definite Hessian matrix. See vignette('troubleshooting')</p> <p>2: In fitTMB(TMBStruc) : Model convergence problem; singular convergence (7). See vignette('troubleshooting')</p>																														
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)																																																										
(Intercept)	-12.16358	1.75161	-6.944	3.81e-12																																																										
tratImpact	0.95551	0.52623	1.816	0.06941																																																										
timedepois	1.92013	1.15011	1.670	0.09501																																																										
vist	0.03947	0.01253	3.151	0.00163																																																										
tratImpact:timedepois	-0.66783	0.92750	-0.720	0.47151																																																										
Tatu-galinha	<p>Warning messages:</p> <p>1: In fitTMB(TMBStruc) : Model convergence problem; extreme or very small eigenvalues detected. See vignette('troubleshooting')</p> <p>2: In fitTMB(TMBStruc) : Model convergence problem; singular convergence (7). See vignette('troubleshooting')</p>	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Estimate</th> <th>Std. Error</th> <th>z value</th> <th>Pr(> z)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>(Intercept)</td> <td>-167.8717</td> <td>NaN</td> <td>NaN</td> <td>NaN</td> </tr> <tr> <td>tratImpact</td> <td>0.6932</td> <td>1.2247</td> <td>0.566</td> <td>0.571</td> </tr> <tr> <td>timedepois</td> <td>81.6768</td> <td>NaN</td> <td>NaN</td> <td>NaN</td> </tr> <tr> <td>vist</td> <td>1.1412</td> <td>NaN</td> <td>NaN</td> <td>NaN</td> </tr> <tr> <td>tratImpact:timedepois</td> <td>-0.8755</td> <td>1.3663</td> <td>-0.641</td> <td>0.522</td> </tr> </tbody> </table> <p>Warning message: In sqrt(diag(vcovs)) : NaNs produced</p>		Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	(Intercept)	-167.8717	NaN	NaN	NaN	tratImpact	0.6932	1.2247	0.566	0.571	timedepois	81.6768	NaN	NaN	NaN	vist	1.1412	NaN	NaN	NaN	tratImpact:timedepois	-0.8755	1.3663	-0.641	0.522																														
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)																																																										
(Intercept)	-167.8717	NaN	NaN	NaN																																																										
tratImpact	0.6932	1.2247	0.566	0.571																																																										
timedepois	81.6768	NaN	NaN	NaN																																																										
vist	1.1412	NaN	NaN	NaN																																																										
tratImpact:timedepois	-0.8755	1.3663	-0.641	0.522																																																										