



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



Júlia Diniz Beduschi Travassos Alves

**ESTIMATIVA DO TAMANHO POPULACIONAL E NÚMERO DE
ATROPELAMENTOS EM DUAS ESPÉCIES AMEAÇADAS DE ANFÍBIOS
ARBORÍCOLAS**

Porto Alegre, abril de 2019

CIP - Catalogação na Publicação

Alves, Julia Diniz Beduschi Travassos
ESTIMATIVA DO TAMANHO POPULACIONAL E NÚMERO DE
ATROPELAMENTOS EM DUAS ESPÉCIES AMEAÇADAS DE ANFÍBIOS
ARBORÍCOLAS / Julia Diniz Beduschi Travassos Alves. --
2019.

48 f.

Orientador: Andreas Kindel.

Coorientador: Murilo Guimarães.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa
de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre, BR-RS,
2019.

1. Ecologia de rodovias. 2. Ecologia de populações.
3. Demografia. 4. Impactos. 5. Conservação. I. Kindel,
Andreas, orient. II. Guimarães, Murilo, coorient.
III. Título.

Júlia Diniz Beduschi Travassos Alves

**Estimativa do tamanho populacional e número de atropelamentos em
duas espécies ameaçadas de anfíbios arborícolas**

Dissertação apresentada como requisito parcial
para obtenção do título de Mestre ao Programa
de Pós-Graduação em Ecologia na Universidade
Federal do Rio Grande do Sul.

Orientador: Prof. Dr. Andreas Kindel

Coorientador: Dr. Murilo Guimarães

Porto Alegre

2019

Às mulheres da minha vida que me mostraram que é possível

“A melhor maneira de cultivarmos a coragem nas nossas filhas e em outras jovens é sendo um exemplo. Se elas virem as suas mães e outras mulheres nas suas vidas seguindo em frente apesar do medo, elas vão saber que é possível.”

Gloria Steinem

Agradecimentos

Esse trabalho foi construído com a ajuda de muita gente, direta e indiretamente, e a todos eu tenho muito que agradecer:

Agradeço a minha família que sempre me deu apoio emocional, que é o mais importante, e que comemora comigo cada etapa e cada sonho cumprido. Amo vocês demais, Mãe, Vó e Irmão.

Ao Andreas que é muito mais que um orientador, é um entusiasta que acredita nas pessoas e que faz a gente acreditar em nós mesmos. Obrigada por me ensinar tanto há tanto tempo, por acreditar em mim, por sempre arranjar um jeito das coisas darem certo e por se importar com que as pessoas façam o que elas amam. Sou e serei eternamente grata!

Ao NERF que é simplesmente o melhor grupo de trabalho que eu conheço e tenho tanto orgulho de participar dele! Obrigada a todos os envolvidos, tanto os oficialmente NERF como os agregados, cada um de vocês tem seu papel neste trabalho e na minha formação. Obrigada em especial a Fernanda e a Lari que são duas mulheres incríveis que me inspiram todos os dias e que junto ao Andreas participaram ativamente da minha formação. Obrigada ao Igor que me apresentou a Ecologia de populações e ao Isma e a Mi que sempre foram muito solícitos me ajudando em várias dúvidas com os modelos. A Bibs que é simplesmente a pessoa mais altruísta que eu conheço e nunca mediu esforços para me ajudar, te amo muito minha irmã. A Lala que é uma pessoa carinhosa e determinada e que dividiu comigo as tensões dos últimos meses de trabalho.

À equipe paludosa que estiveram comigo em todos os campos, que me ensinaram muito sobre anfíbios e que construíram esse trabalho junto comigo. Foi muito bom contar

com vocês nesse processo, sem vocês nada disso teria sido possível. Carol, Patrick, Marcelo, Deivid e Dener.

Ao Murilo que aceitou entrar nesse trabalho e me coorientar, foi muito importante para mim ter o teu apoio e teus conhecimentos, com certeza fez tudo ser mais fácil.

Ao Érico meu companheiro que esteve comigo desde o início, me deu apoio tanto emocional como braçal estando comigo na maioria dos campos. Obrigada por me ouvir e me dar conforto nas horas mais difíceis e por sempre acreditar em mim.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Resumo

O número de estudos que demonstram os efeitos negativos das estradas sobre as populações de espécies silvestres vem crescendo. Os anfíbios são organismos especialmente suscetíveis aos atropelamentos, aspecto extremamente preocupante, já que esse é, dos impactos das estradas, o impacto mais rápido e direto na retirada de indivíduos da população, de perda de informação genética e, conseqüentemente, de comprometimento da viabilidade dessas populações. Nosso objetivo foi quantificar o potencial efeito direto das fatalidades por atropelamento sobre duas populações de anfíbios arborícolas florestais ameaçados de extinção, as pererecas, *Itapotihyla langsdorffii* e *Phyllomedusa distincta* no sul da Mata Atlântica. Estimamos o tamanho populacional e a magnitude dos atropelamentos na rodovia em dois períodos reprodutivos dos anfíbios, outubro de 2017 a março de 2018 e de agosto a dezembro de 2018. Para estimar o tamanho da população adulta, realizamos amostragens de marcação e recaptura em três banhados distantes 25 a 200 metros da rodovia, marcando os indivíduos com etiquetas alfa numéricas. Para estimar a magnitude de atropelamentos na rodovia realizamos monitoramentos a pé com quatro observadores, duas vezes ao dia. Nas duas abordagens as estimativas levaram em consideração a detecção imperfeita na estimativa dos parâmetros. O tamanho da população de *I. langsdorffii* em cada ocasião amostral variou de 80,58 a 159,83 indivíduos com uma porcentagem (estimada) de 0% a 11,96% dessa população sendo atropelada. O tamanho da população de *P. distincta* variou de 16,66 a 28,20 indivíduos com uma proporção de atropelamentos variando de 0% a 25%. Evidenciamos que a mortalidade na rodovia em algumas ocasiões representa uma proporção importante dos indivíduos reprodutivos, podendo ter graves conseqüências para a persistência das populações de espécies ameaçadas mesmo em unidades de conservação de proteção integral.

Palavras chaves: Ecologia de rodovias, Ecologia de populações, Demografia, Impactos, Conservação

Abstract

There are an increasing number of studies quantifying the negative effects of roads on wildlife populations. Amphibians are the vertebrate group most vulnerable to road mortality, and this of special concern as road-kill removes directly individuals from a population, resulting in the loss of genetic heterogeneity and the reduction of population persistence. We aimed at quantifying the direct effect of road mortality on two threatened tree-frog populations, *Itapotihyla langsdorffii* and *Phyllomedusa distincta* in a protected area crossed by a road in the Atlantic Forest. We estimated population abundance and road-kill magnitude in two amphibians' reproductive period, October 2017 to March 2018 and August 2018 to December 2018. To estimate the abundance of the adult populations we used the capture-recapture method by marking captured individuals with alpha tags in three ponds distant 25 to 200 meters from the road. To estimate road-kill magnitude we carried out carcass monitoring on foot twice a day with four observers. In these two approaches we considered the imperfect detection in estimating the parameters. *I. langsdorffii* population size at each sampling occasion ranged from 80.58 to 159.83 individuals with 0% to 11.96% of this population being road-killed. *P. distincta* population size at each sampling occasion ranged from 16.66 to 28.20 individuals with 0% to 25% of this population killed on the road. We show that road mortality is removing a significant proportion of the reproductive population of these two species. Such situations may have serious consequences for population persistence of threatened species, even in protect areas.

Key words: Road Ecology, Populations Ecology, Demography, Impacts, Conservation

Sumário

Introdução geral	11
1. Introdução.....	16
2. Métodos.....	19
2.1. Área de estudo	19
2.2. Espécies estudadas	20
2.3. Coleta de dados	21
2.3.1. Estimativa do tamanho populacional.....	21
2.3.2. Estimativa da magnitude de atropelamentos	23
2.4. Análise de dados	25
2.4.1. Estimativa do tamanho populacional.....	25
2.4.2. Estimativa da magnitude de atropelamento.....	26
3. Resultados	26
3.1. Estimativa do tamanho populacional	27
3.1.1. Itapotihyla langsdorffii	27
3.1.2. Phyllomedusa distincta.....	28
3.2. Estimativas da magnitude de atropelamento	30
3.2.1. Itapotihyla langsdorffii	30
3.2.2. Phyllomedusa distincta.....	30
4. Discussão.....	32
Considerações finais	35
Apêndice A. Material suplementar	37

Introdução geral

As rodovias são estruturas que conectam pessoas e permitem a circulação de bens materiais se tornando indispensáveis para a economia e para a sociedade em todo o mundo. Contudo, essas estruturas lineares são o principal fator de mudança de paisagem do último século, causando impactos ambientais desde sua construção até a manutenção da rodovia (Bennett, 1991; Diamondback, 1990). Os efeitos de rodovias sobre os ecossistemas, tanto terrestres como aquáticos, são diversos, como alteração física e química do ambiente, dispersão de espécies exóticas, fragmentação de habitat, modificação do comportamento animal e retirada direta dos indivíduos através dos atropelamentos (Forman, 2003; Forman e Alexander, 1998; Trombulak e Frissell, 2000).

Com a ascensão dos estudos em ecologia de rodovias nas últimas décadas e a identificação dos impactos causados por essas estruturas, Roedenbeck et al. (2007) viram a necessidade de identificar perguntas que tivessem maior poder de influência na tomada de decisão junto aos gestores e empreendedores rodoviários. A grande pergunta norteadora identificada foi “como as estradas afetam a persistência das populações?”, conhecendo a resposta para essa pergunta temos justificativas mais fortes para promover ações de conservação e em quais espécies focar a mitigação.

Fahrig e Rytwinski (2009) em sua revisão do impacto das rodovias sobre as populações constataram que os efeitos negativos das estradas eram mais evidentes do que os efeitos positivos e neutros, e que alguns grupos de animais são mais suscetíveis às estradas do que outros. De modo geral há três mecanismos que afetam as populações de modo negativo: a diminuição da qualidade e quantidade do habitat, podendo ser através do distúrbio do tráfego, como o ruído, iluminação e poluição; fragmentando as populações em sub-populações; e aumentando a mortalidade por atropelamento

(Rytwinski e Fahrig, 2015). . Porém, a mortalidade por atropelamento é mais veloz no comprometimento da persistência das populações (Jaeger e Fahrig, 2004), pois retira mais rapidamente indivíduos ao mesmo tempo que reduz diversidade genética (Jackson e Fahrig, 2011).

Os anfíbios são reconhecidamente o grupo de vertebrados que mais morre atropelado nas rodovias (Glista et al., 2007), contudo no âmbito do licenciamento ambiental- um dos mais importantes instrumentos da política ambiental- a avaliação das fatalidades é recorrentemente negligenciada, pois normalmente os termos de referência não preveem desenhos amostrais adequados para a avaliação dessa fauna. Por serem animais muitas vezes diminutos, de difícil detecção pelo observador e rápida remoção das carcaças na estrada (Teixeira et al., 2013) necessitam de métodos de monitoramento específicos. Essa falha no reconhecimento dos efeitos das estradas sobre os anfíbios gera uma carência no planejamento de medidas que mitiguem os impactos sobre essa fauna. O que se torna extremamente preocupante já que os anfíbios são o grupo de vertebrados mais ameaçados do planeta, com 41% das espécies conhecidas em alguma categoria de risco de extinção (IUCN, 2017; Stuart et al., 2004), sendo de extrema relevância a mitigação dos impactos antrópicos sobre esse grupo.

Estudos de fauna atropelada demonstram que mais de 90% dos registros de carcaças de vertebrados encontradas nas rodovias pertencem a anfíbios (Glista et al., 2007; Puky, 2005). Estimativas do número anfíbios atropelados chegam a 9.000 indivíduos por quilômetro por ano em uma rodovia do Rio Grande do Sul. Se o número de anfíbios atropelados parece ser tão surpreendentemente alta - qual será o impacto dessas mortes sobre as populações? Qual é a proporção da população que está morrendo atropelada? Essas perguntas são fundamentais para entendermos se essas fatalidades nas rodovias estão comprometendo a persistência dessas populações de animais, além de termos maior

poder de influência sobre o planejamento e adoção de medidas de mitigação e para a maior sensibilização da sociedade sobre o tema.

Minha motivação

Durante a minha formação como bióloga, naturalmente, sempre tive vontade de mudar o mundo. Descobri, depois de passar por algumas linhas de pesquisas, que a forma de mudar o mundo era com ciência e ação. Ciência para a geração de conhecimento, mas também para a identificação de lacunas no conhecimento; ação para mudar e desenvolver políticas públicas mais adequadas, mais eficazes e mais efetivas combinando o desenvolvimento da sociedade e a conservação da natureza. Por sorte conheci o Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias (NERF - UFRGS) e conseqüentemente a ecologia aplicada, onde tive a sensação de pertencimento.

No NERF a geração de conhecimento científico e as ações com políticas públicas sempre estiveram muito atreladas. Trabalhamos muito na avaliação da magnitude dos atropelamentos sobre as espécies de vertebrados e no desenvolvimento de métodos mais adequados para essa avaliação. Ao mesmo tempo que reunimos todos os setores da sociedade responsáveis pelas tomadas de decisões no âmbito do licenciamento rodoviário e, trabalhando conjuntamente, conseguimos avançar em algumas questões fundamentais no licenciamento ambiental.

Depois de muito identificar e coletar carcaças de animais atropelados conheci os métodos de estimativas populacionais, de tal modo que consegui unir a minha paixão pela ecologia aplicada com o meu sonho de bióloga em estar no mato entre a fauna silvestre. Assim começou a se desenhar o que seria essa minha dissertação.

Devido a um processo de regularização da licença de operação na rodovia ERS-486 no município de Itati (RS), por intervenção de uma Ação Civil Pública do Ministério Público, conforme o edital N°. 041/CELIC/2016 (Estado do Rio Grande do Sul, 2016),

foi contratado pelo DAER (Departamento Autônomo de Estradas e Rodagens) um estudo da fauna atropelada, com foco em anfíbios, para a implantação de medidas adequadas que mitiguem o impacto das rodovias. Essa estrada transpõe a Reserva Estadual Biológica Mata Paludosa, reserva que possui alta diversidade de espécies de anfíbios e abriga quatro espécies ameaçadas de extinção no estado, sendo uma delas (*Itapotihyla langsdorffii*) com distribuição conhecida no estado exclusiva nos limites dessa reserva. Nesse cenário, vi a oportunidade de subsidiar o estudo da magnitude da fauna atropelada e das propostas de estruturas de mitigação, com a identificação da proporção da população que morre atropelada na rodovia das espécies ameaçadas e futuramente estimar qual é a probabilidade de persistência das populações nessas condições. Espero que a minha contribuição ajude a subsidiar a tomada de decisão e consequentemente a conservação dessas espécies na região.

**Estimativa do tamanho populacional e número de atropelamentos em
duas espécies ameaçadas de anfíbios arborícolas**

Júlia Beduschi^{a,b*}, Murilo Guimarães^c, Andreas Kindel^{a,b}

^a Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av.

Bento Gonçalves 9500, CEP 91501-970, CP 15007, Porto Alegre, RS, Brasil

^b Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av.

Bento Gonçalves 9500, CEP 91501-970, CP 15007, Porto Alegre, RS, Brasil

^c Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves

9500, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil

Este trabalho será submetido e está formatado seguindo as normas da revista *Science of the Total Environment*. E tem a colaboração de Caroline Zank, Patrick Colombo, Marcelo Duarte Freire, Deivid Pereira e Dener Heiermann.

1. Introdução

O número de estudos que demonstram os efeitos negativos das estradas sobre as populações de espécies silvestres vem crescendo (Fahrig and Rytwinski, 2009). De modo geral há dois mecanismos principais que afetam as populações negativamente: os distúrbios do tráfego e as fatalidades por atropelamento (Fahrig e Rytwinski, 2009). Porém, cada grupo taxonômico, e até mesmo diferentes espécies do mesmo grupo, respondem a estes mecanismos com grau e intensidades diferentes, podendo comprometer ou não a persistência de suas populações. A resposta à rodovia depende das características biológicas das espécies e das características das estradas (Carr e Fahrig, 2001; Jacobson et al., 2016; Rytwinski e Fahrig, 2013). Espécies sensíveis a mais de um mecanismo, como o distúrbio promovido pelo ruído do tráfego, da poluição e a mortalidade por atropelamentos, tendem a ser mais vulneráveis do que outras espécies (Fahrig and Rytwinski, 2009; Jaeger et al., 2005).

Um grupo especialmente vulnerável às rodovias são os anfíbios, pois são sensíveis a diversos mecanismos e fatores decorrentes do tráfego nas estradas, como o ruído (Caorsi et al., 2017; Grace e Noss, 2018; Hoskin e Goosem, 2010), a poluição química (Egea-Serrano et al., 2012), a iluminação (van Grunsven et al., 2017) e os atropelamentos (Hels e Buchwald, 2001), sendo destes as fatalidades por atropelamento o mecanismo mais documentado na literatura (Colino-Rabanal e Lizana, 2012; Glista et al., 2008; Puky, 2005). Estudos realizados, em sua maioria no hemisfério norte, demonstram que os anfíbios são o grupo faunístico mais atropelado nas rodovias com uma frequência relativa de, aproximadamente 92% (Puky, 2005).

Os anfíbios são especialmente suscetíveis aos atropelamentos devido aos seus padrões de deslocamento entre habitats e ao seu comportamento de resposta ao tráfego de

25 veículos. Jacobson e colaboradores (2016) classificaram o comportamento de resposta
26 dos anfíbios à rodovia como “não responsivos”, pois não percebem o veículo como um
27 risco ou são incapazes de o perceber a tempo de evitar a colisão. Esse comportamento
28 leva a um aumento exponencial na probabilidade de atropelamento a medida que o
29 volume de tráfego aumenta (Bouchard et al., 2009; Hels e Buchwald, 2001). Essa
30 suscetibilidade é extremamente preocupante já que o atropelamento, dentre os impactos
31 causadas por uma rodovia, é a forma mais rápida e direta de retirada de indivíduos de
32 uma população, de perda de informação genética e, conseqüentemente, do
33 comprometimento da viabilidade das populações (Jackson and Fahrig, 2011; Lesbarrères
34 et al., 2003), nesse sentido diversos estudos vem demonstrando uma diminuição na
35 riqueza das espécies de anfíbios a medida que o volume do tráfego aumenta (Beebee,
36 2013).

37 Porém, ainda são poucos os estudos realizados que incorporem metodologias
38 adequadas a esse grupo. Por serem animais frequentemente de tamanhos corporais
39 pequenos necessitam de amostragens a pé para a adequada representação das fatalidades,
40 tanto em número de mortes, quanto para identificação de quais são as espécies mais
41 afetadas (Hels and Buchwald, 2001). Como a grande maioria das amostragens são
42 realizadas dentro de veículos (Puky, 2005), esse grupo se torna o mais sub representado
43 na literatura de ecologia de rodovias. Essa falta de estudos é mais pronunciada nas regiões
44 neotropicais (D’Anunção et al., 2013), onde há o maior *hotspot* de riqueza de anfíbios
45 do mundo (49%;(Bolaños et al., 2008). Somado a isso, pouco se sabe sobre o efeito dos
46 atropelamentos em anfíbios arborícolas, visto que este é um grupo que ocorre
47 predominantemente nas regiões neotropicais com 73% das espécies endêmicas do Brasil,
48 sendo a floresta atlântica o bioma que abriga a maior riqueza dessas espécies (Bolaños et
49 al., 2008).

50 Poderia se esperar que anfíbios arborícolas florestais, por se deslocarem
51 preferencialmente através das copas das árvores, evitariam a clareira formada pelas
52 estradas, raramente sendo vítimas de atropelamentos, como acontecem com outros
53 animais de hábitos arborícolas (Rico et al., 2007). Na Austrália, há evidências de que
54 populações de anfíbios arborícolas são mais afetadas pelo ruído da estrada, do que pelos
55 atropelamentos apresentando poucos registros de fatalidades (Pellet et al., 2004). Porém,
56 em observações realizadas no Brasil no bioma Mata Atlântica se constatou uma
57 frequência relativa de atropelamentos de anfíbios arborícolas florestais iguais ou maiores
58 que outros grupos de anuros (Coelho et al., 2012). O que evidencia que em regiões de
59 floresta Atlântica, anfíbios arborícolas podem estar sendo igualmente afetados pelas
60 rodovias como os outros anuros, se fazendo necessário mais estudos sobre a dimensão
61 deste problema visto que medidas de mitigação já desenvolvidas para anfíbios até hoje
62 são voltadas aos animais com deslocamento terrícola.

63 Se os atropelamentos de anfíbios arborícolas na floresta atlântica parecem se tão
64 alta quanto outros anfíbios, qual é o efeito dessas mortes sobre as populações? Qual é a
65 proporção das populações que estão sendo atropeladas? Essas perguntas são importantes
66 para que possamos compreender se de fato esse impacto pode estar levando a um
67 comprometimento na persistência dessas populações e com isso ter maior poder de
68 influência sobre o planejamento e adoção de medidas que possam mitigar esse impacto.
69 Nosso objetivo neste estudo foi quantificar o potencial efeito direto das fatalidades por
70 atropelamento sobre duas populações de anfíbios arborícolas florestais (*Itapotihyla*
71 *langsdorffii* e *Phyllomedusa distincta*) em uma unidade de conservação no sul da Mata
72 Atlântica. Especificamente, procuramos estimar a proporção da população de *I.*
73 *langsdorffii* e de *P. distincta* que morre na estrada durante o período reprodutivo das
74 espécies. Para isso, estimamos o tamanho populacional de cada uma e o número de

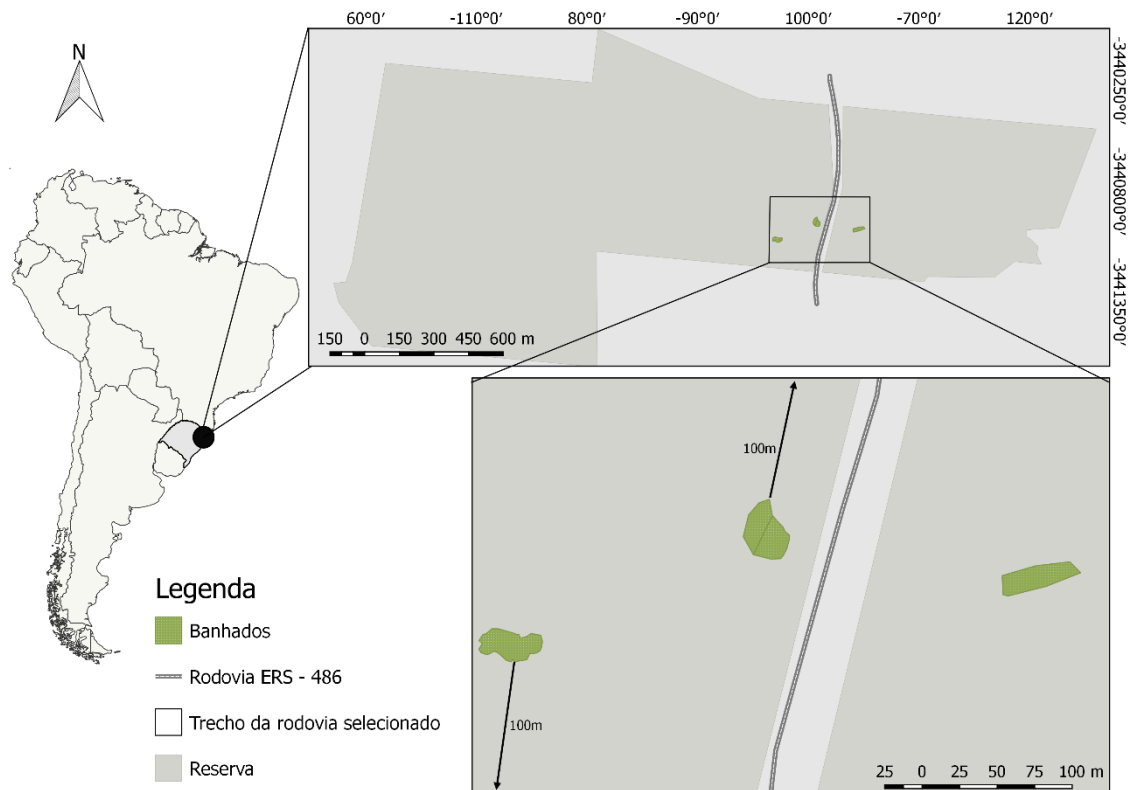
75 atropelamentos das populações dessas espécies na rodovia levando em consideração a
76 detecção imperfeita tanto decorrente da ineficiência do observador como da persistência
77 das carcaças.

78 **2. Métodos**

79 **2.1. Área de estudo**

80 O estudo foi realizado na Reserva Biológica Estadual Mata Paludosa (REBIO Mata
81 Paludosa) localizada no município de Itati - Rio Grande do Sul 29°29'55.67"S - 50°
82 6'30.21"O) (Figura 1). A REBIO protege um dos remanescentes mais austrais de Floresta
83 Ombrófila Densa de Terras Baixas e Matas Paludosas. Essas florestas são ricas em
84 epífitos e pequenos banhados e outras áreas úmidas, sendo conhecidas 35 espécies de
85 anfíbios na área, das quais 57 % são anfíbios arborícolas (Pereira, D. com. pess.). Quatro
86 dessas espécies estão ameaçadas de extinção regionalmente no Estado e são dependentes
87 desse remanescente de floresta (Estado do Rio Grande do Sul, 2014): a perereca-macaca
88 (*Phyllomedusa distincta*), a perereca-verde (*Sphaenorhynchus caramaschii*), a perereca-
89 risadinha (*Oloolygon rizibilis*) e a perereca-castanhola (*Itapotihyla langsdorffii*), todas
90 arborícolas.

91 Os 272 hectares da REBIO são divididos em dois polígonos pela rodovia ERS-
92 486 (Rota do Sol), cuja pavimentação neste trecho foi concluída em 2007. A rodovia, no
93 trecho que transpõe a reserva, tem duas pistas com velocidade máxima permitida de 40
94 km/h e um fluxo médio diário de 5375 veículos (dados fornecidos pelo Departamento
95 Autônomo de Estradas e Rodagens do RS -DAER, referentes ao ano de 2018). Essa
96 rodovia é rota de ligação da serra e litoral do Rio Grande do Sul (RS), o que resulta em
97 um incremento de 61% no volume de veículos durante o verão, período que coincide com
98 a estação reprodutiva e de maior atividade de deslocamento dos anfíbios.



99

100 Figura 1: Mapa da área de estudo no município de Itati, Rio Grande do Sul, Brasil, apresentando a
 101 localização da REBIO Mata Paludosa, do trecho monitorado da rodovia ERS 486 e dos banhados
 102 utilizados para obtenção dos parâmetros populacionais das espécies alvo.

103 2.2. Espécies estudadas

104 Seleccionamos duas espécies de anfíbios arborícolas florestais ameaçados de
 105 extinção no estado do RS pertencentes à família Hylidae. *Itapotihyla langsdorffii*
 106 (Duméril e Dibrion, 1841), conhecida como perereca-castanhola, é uma perereca de
 107 grande porte com pronunciado dimorfismo sexual de tamanho; as fêmeas medem em
 108 média 103 mm enquanto os machos 81 mm (Vrcibradic et al., 2009). A espécie reproduz
 109 em poças temporárias e permanentes desovando diretamente na superfície da água em
 110 eventos de reprodução explosiva que ocorrem entre setembro e janeiro (Vrcibradic et al.,
 111 2009). É uma espécie da Mata Atlântica, tendo seu limite de distribuição latitudinal no
 112 Brasil entre o estado do Sergipe (Pereyra, 2008) e o Rio Grande do Sul (Lingnau et al.,
 113 2006). Sua presença no RS é conhecida apenas para a REBIO Mata Paludosa (Lingnau et
 114 al., 2006). Por conta disso e da fragmentação das Florestas de Terras Baixas e Paludosas,

115 apesar de ser uma espécie que demanda menor preocupação em nível nacional e global,
116 foi categorizada como criticamente em perigo de extinção no RS (Rio Grande do Sul,
117 2014).

118 *Phyllomedusa distincta* (B. lutz, 1950), conhecida como perereca-macaca, é uma
119 perereca de porte médio (os machos medem em média 50 mm, enquanto as fêmeas
120 medem 60 mm). Ao contrário de *I. langsdorffii*, que se desloca saltando, esta espécie
121 possui um deslocamento lento “caminhando” sobre os galhos e folhas, raramente
122 descendo das árvores, visto que sua desova ocorre em folhas suspensas sobre a superfície
123 de poças (Pombal Jr e Haddad, 2007). Diferentemente também de *I. langsdorffii*, possui
124 uma reprodução prolongada, que ocorre de setembro a fevereiro (Pombal Jr, 1997). É
125 uma espécie endêmica da Mata Atlântica, tendo seu limite de distribuição latitudinal entre
126 São Paulo e o Rio Grande do Sul. Por apresentar ocorrência geográfica severamente
127 fragmentada e poucas populações conhecidas, foi categorizada como em perigo de
128 extinção na lista da fauna ameaçada do RS (Rio Grande do Sul, 2014).

129 **2.3. Coleta de dados**

130 **2.3.1. Estimativa do tamanho populacional**

131 A coleta de dados ocorreu em duas estações reprodutivas consecutivas, sendo a
132 primeira entre outubro de 2017 e março de 2018 e a segunda entre agosto e dezembro de
133 2018. Para estimar o tamanho da população adulta das espécies focais, realizamos
134 amostragens de marcação e recaptura em três banhados distantes 25 a 200 metros da
135 rodovia ERS-486 (Figura 1). Estes banhados correspondem aos sítios reprodutivos mais
136 próximos à rodovia conhecidos para estas duas espécies na área da REBIO (Pereira, D.
137 com. pess.). As amostragens ocorreram com intervalos irregulares entre elas: na primeira
138 estação as amostragens tiveram intervalo de 30 dias e na segunda estação os intervalos

139 foram de 8 a 15 dias. Na primeira estação realizamos seis ocasiões amostrais para *I.*
140 *langsdorffii* e cinco para *P. distincta*, pois na primeira ocasião ainda não tínhamos os
141 dispositivos para marcação de *P. distincta*. Na segunda estação ocorreram oito ocasiões
142 amostrais para cada espécie, totalizando 14 ocasiões para *I. langsdorffii* e 13 para *P.*
143 *distincta*.

144 As atividades de vocalização das espécies começam no crepúsculo e se encerram
145 próximo a aurora (Pombal Jr, 1997; Vrcibradic et al., 2009). As amostragens foram
146 iniciadas por volta das 20 horas. Em cada amostragem circundamos a borda dos três
147 banhados procurando visualmente por indivíduos vocalizando, em deslocamento ou em
148 repouso sobre os troncos, ramos e folhas, sempre com quatro amostradores, até
149 esgotarmos as possibilidades aparentes de captura (aproximadamente 1 hora em cada
150 banhado).

151 Os indivíduos de *I. langsdorffii* foram marcados de duas formas: (1) fotografia da
152 região dorsal para realização da fotoidentificação com base no padrão de manchas e (2)
153 marcação com etiquetas alfa-numéricas (*Alpha tags*) a partir da segunda ocasião amostral,
154 a fim de avaliar a acurácia da fotoidentificação. Já os indivíduos de *P. distincta* foram
155 marcados utilizando apenas as etiquetas. Esses implantes subcutâneos são etiquetas
156 alfanuméricas, fluorescentes sob luz ultravioleta, possuindo dimensão de 1,2 mm x 2,7
157 mm (Northwest Marine Technologies, Inc., Shaw Island, Washington). São um método
158 de marcação seguro no que diz respeito a persistência das etiquetas, de fácil leitura e que
159 não afeta a sobrevivência do animal (Buchan, 2005; Kaiser, 2009; Measey et al., 2001).
160 Todas as licenças e autorizações necessárias a execução do projeto foram obtidas
161 (SISIBIO-MMA-BR n°59773-3, DUC-SEMA-RS 597, CEUA-UFRGS 33631).

162 Para estimar o tamanho populacional utilizamos modelos de marcação e recaptura
 163 que estimam parâmetros relacionados ao processo biológico de interesse, como a
 164 probabilidade de sobrevivência (ϕ) das espécies e a entrada de novos indivíduos na
 165 população (β), e parâmetros relacionados ao processo amostral, como a probabilidade de
 166 captura (p). Para testar a influência ambiental sobre a captura e a sobrevivência dos
 167 indivíduos incluímos preditores descrito na Tabela 1. Consideramos variáveis ambientais
 168 que pudessem influenciar a maior atividade dos animais na expectativa de que quanto
 169 maior a atividade dos animais, maior a probabilidade de captura.

170 Tabela 1. Covariáveis ambientais e suas variações consideradas nos modelos de estimativa do tamanho
 171 populacional das espécies com indicação do efeito esperado sobre os parâmetros de probabilidade de
 172 captura (p), probabilidade de sobrevivência (ϕ) e origem dos dados.

Variável	Variações adotadas	Efeito do preditor		Predição	Origem dos dados
		p	ϕ		
Precipitação	Dia da amostragem (Chuva 1)			Esperamos que exista um nível de precipitação acumulado ótimo para a atividade dos animais.	Estação pluviométrica de Itati (29°30'32.48"S 50°5'27.96"O; 1,6 km da área de estudo), gerenciada pelo Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Ministério da Ciência, tecnologia, 2019).
	Acumulada 2 dias (Chuva 2)				
	Acumulada 30 dias (Chuva 30)	+	-		
	Acumulada com efeito quadrático (Chuva 2 ² e Chuva 30 ²)				
Temperatura	Mínima do dia medida a 0 UTC (temp. min)			Esperamos que exista um nível de temperatura ótimo para a atividade dos animais.	Estação automática de Torres (29°21'0.92"S 49°43'59.14"O; ~ 40 km de distância) gerenciada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (Ministério da Agricultura, 2019).
	Máxima do dia medida a 12 UTC (temp. máx)	+	-		
	Efeito quadrático de temp. min ² e temp. máx ²				
Fotoperíodo	Duração em horas da incidência solar no dia da amostragem	+	-	Esperamos que quanto maior for o fotoperíodo maior será a atividade dos indivíduos.	Time and Date AS 1995-2018 (Thorsen, 2019), para a zona 22J.
Fluxo	Volume de tráfego médio diário mensal durante a noite (18h até 6h)	0	-	Esperamos que quanto maior o fluxo de veículos, maior a probabilidade de atropelamentos.	Controlador de tráfego do trecho que corta a reserva cedido pelo Departamento Autônomo de Estradas e Rodagens (DAER-RS).

173 **2.3.2. Estimativa do número de atropelamentos**

174 Para estimar o número de atropelamentos na rodovia ERS-486 no trecho que
175 transpõe a REBIO Mata Paludosa selecionamos um segmento de 295 metros de estrada
176 que abrange a área dos banhados mais 100 metros para cada lado paralelo à rodovia a partir
177 dos banhados mais a margem do conjunto de banhados (Figura 1). Realizamos os
178 monitoramentos com quatro observadores, dois em cada lado da pista, percorrendo o
179 segmento a pé, em dois momentos do dia, um ao amanhecer (visando observar as
180 fatalidades que ocorreram durante a noite) e outro ao final da tarde (visando observar as
181 fatalidades que ocorreram durante o dia). Em cada ocasião amostral realizamos dois dias
182 de amostragens.

183 O número observado de indivíduos mortos é diretamente influenciado por duas
184 variáveis, a eficiência do observador (probabilidade de o observador detectar uma carcaça
185 que está disponível na via) e o tempo de persistência da carcaça, que foram estimadas por
186 meio de experimentos *in situ*. Para estimar a eficiência do observador, dispusemos
187 carcaças semelhantes em tamanho e contraste com a superfície da estrada com cada
188 espécie-alvo e registramos o número de carcaças detectadas e não detectadas. O tempo
189 de persistência da carcaça corresponde ao tempo em que a carcaça fica disponível na
190 rodovia para ser detectada antes de ser removida pelo fluxo de veículos, por animais
191 carniceiros, por decomposição, por intempéries (vento ou chuva) ou outro fator. Para
192 estimar o tempo de persistência fizemos o experimento, com carcaças de anfíbios
193 marcadas com spray e revisadas em intervalos de uma hora, totalizando 15 horas de
194 experimento. A fim de maximizar o tamanho amostral, neste experimento consideramos
195 o mesmo tempo de persistência das carcaças para as duas espécies, já que estamos
196 trabalhando com espécies que possuem atributos relevantes para o tempo de persistência
197 da carcaça semelhantes, como o tipo de tegumento e tamanho corporal (Brzeziński et al.,
198 2012; Santos et al., 2011).

199 2.4. Análise de dados

200 2.4.1. Estimativa do tamanho populacional

201 A fotoidentificação foi realizada de forma manual, comparando o padrão de
202 manchas dorsais de cada registro de *I. langsdorffii* contra todos os registros. Após
203 comparadas todas as fotos, verificamos se as recapturas identificadas através das etiquetas
204 alfanuméricas correspondiam com as recapturas constatadas através da foto identificação.

205 A abundância das populações foi estimada com a formulação POPAN (Schwarz
206 e Arnason, 1996), uma derivação do modelo de população aberta Jolly-Sebber, usando o
207 programa MARK (Cooch e White, 2004). A formulação POPAN estima quatro
208 parâmetros: a probabilidade de captura (p), a probabilidade de sobrevivência aparente (ϕ),
209 a probabilidade de entrada de novos indivíduos (β) e o tamanho da superpopulação (N).
210 A superpopulação corresponde a todos os indivíduos passíveis de serem capturados,
211 incluindo indivíduos transientes e os que nunca foram capturados. A partir dessa
212 superpopulação, o modelo deriva o tamanho da população em cada ocasião amostral.

213 Modelamos cada parâmetro estimado pela formulação POPAN em função das
214 covariáveis ambientais, a fim de incluir no modelo de estimativa da população as
215 variações ambientais a que os animais potencialmente respondem biologicamente. Para
216 escolher o melhor conjunto de covariáveis para cada parâmetro fizemos uma seleção de
217 modelos do tipo “stepwise”, na qual primeiro testamos a associação de cada uma das
218 variáveis ambientais coletadas (precipitação, temperatura e fotoperíodo) com a
219 probabilidade de captura (p) contra o modelo nulo. Com as variáveis que foram melhores
220 que o modelo nulo testamos todas combinações aditivas possíveis. Após identificada a
221 melhor combinação das variáveis utilizando o critério de AIC (Critério de Akaike;
222 Akaike, 1974), o parâmetro p foi fixado com esta combinação. As variáveis que foram

223 importantes para p também foram testadas para ϕ (sobrevivência), presumindo que as
224 mesmas condições ambientais que fazem os animais estarem mais ativos e, portanto
225 aumentam a probabilidade de captura, também afetam a probabilidade de sobrevivência,
226 porém com sentido esperado inverso (Tabela 1). Os outros dois parâmetros β (entrada de
227 novos indivíduos) e N (superpopulação) ficaram fixos, sem variação temporal (Tabela
228 suplementar 1 e Tabela suplementar 2). Para testar o ajuste dos dados ao modelo foi
229 realizado o teste *c-hat* utilizando o programa U-CARE (Choquet et al., 2009), no qual
230 valores >1 representam sobredispersão dos dados e valores <1 representam subdispersão.

231 **2.4.2. Estimativa da magnitude de atropelamento**

232 A estimativa do número de atropelamentos é obtida a partir do número de carcaças
233 registradas em cada ocasião amostral, da eficiência do observador, da probabilidade de
234 persistência da carcaça, do número de amostragens e do intervalo entre elas, utilizamos o
235 pacote CARCASS (Korner-Nievergelt et al., 2015) no programa R (R Project Team,
236 2018). O pacote CARCASS estima a eficiência do observador com um modelo linear
237 generalizado (glm) com distribuição binomial e função de ligação logit para modelar o
238 número de carcaças detectadas e não detectadas com métodos bayesianos. Já a
239 probabilidade de persistência da carcaça foi estimada com modelo de sobrevivência
240 exponencial, no qual se considera que a probabilidade de persistência da carcaça é
241 constante no tempo.

242 Finalmente, para avaliar o potencial impacto direto de atropelamentos sobre a
243 população adulta das espécies, estimamos a proporção da população que morreu em cada
244 ocasião amostral, utilizando as estimativas do tamanho populacional e da magnitude de
245 fatalidades.

246 **3. Resultados**

247 3.1. Estimativa do tamanho populacional

248 3.1.1. *Itapotihyla langsdorffii*

249 Foram capturados 136 indivíduos de *I. langsdorffii* e, desses, 19 indivíduos foram
250 recapturados 45 vezes. Dos 63 indivíduos marcados com etiquetas numeradas, 6 foram
251 recapturados 14 vezes. Todas as recapturas puderam ser identificadas através da
252 fotoidentificação e confirmadas através da marcação com as etiquetas

253 O melhor modelo ranqueado apresentou peso (AICc wt) de 0,94 e incluiu
254 fotoperíodo, fluxo de veículos e chuva acumulada de 30 dias (chuva 30) sobre a
255 sobrevivência dos indivíduos (ϕ). A probabilidade de recaptura individual (p) foi
256 influenciada pelo fotoperíodo, chuva 30 e temp. máx² e variou de 0,00 (CI= 0,000 – 0,411)
257 a 0,11 (CI= 0,052 – 0,215). Dentre estas seis covariáveis, apenas o fotoperíodo teve efeito
258 significativo sobre os parâmetros, sendo negativo em ϕ e positivo em p (Figura 2). A
259 probabilidade de sobrevivência (ϕ) mensal variou de 0,076 (CI = 0,033 – 0,164) a 0,999
260 (CI=0,00 – 1,00). As estimativas completas dos parâmetros do modelo estão apresentadas
261 na Tabela suplementar 3. O teste de ajuste do modelo apresentou um \hat{c} de 0,69, o que
262 representa uma subdispersão dos dados, embora não ofereça problemas de ajuste (Cooch
263 e White, 2004). Os três melhores modelos estão apresentados na Tabela 2.

264

265 Tabela 2: Melhores modelos ranqueados de acordo com o critério de AIC Seleção para a espécie *I.*
 266 *langsdorffii*. ϕ = Probabilidade de sobrevivência, p = Probabilidade de captura. AIC= Critério de Akaike
 267 de segunda ordem. Δ AIC = diferença para o melhor modelo. LogLik= Logaritmo da máxima
 268 verossimilhança. Estão apresentados os três melhores modelos; para seleção completa ver Tabela
 269 suplementar 1

Modelo	AICc	Δ AICc	AICc wt	LogLik
ϕ (fotoperíodo + fluxo + chuva 30), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	279,02	0,00	0,94	257,32
ϕ (fotoperíodo + fluxo), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	285,56	6,44	0,04	266,08
ϕ (fotoperíodo + fluxo + temp. máx ²), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	286,67	7,64	0,02	264,96

270 O tamanho da população de *I. langsdorffii* em cada ocasião amostral variou de 80,58
 271 (CI= 39,24 - 165,49) a 159,83 (CI= 85,18 - 299,9) indivíduos (Figura 3; Tabela
 272 suplementar 5). O tamanho da superpopulação foi estimado em 1602 (CI= 601 - 1973)
 273 indivíduos.

274 3.1.2. *Phyllomedusa distincta*

275 Foram capturados 53 indivíduos de *P. distincta* e destes, 26 foram recapturados
 276 103 vezes.

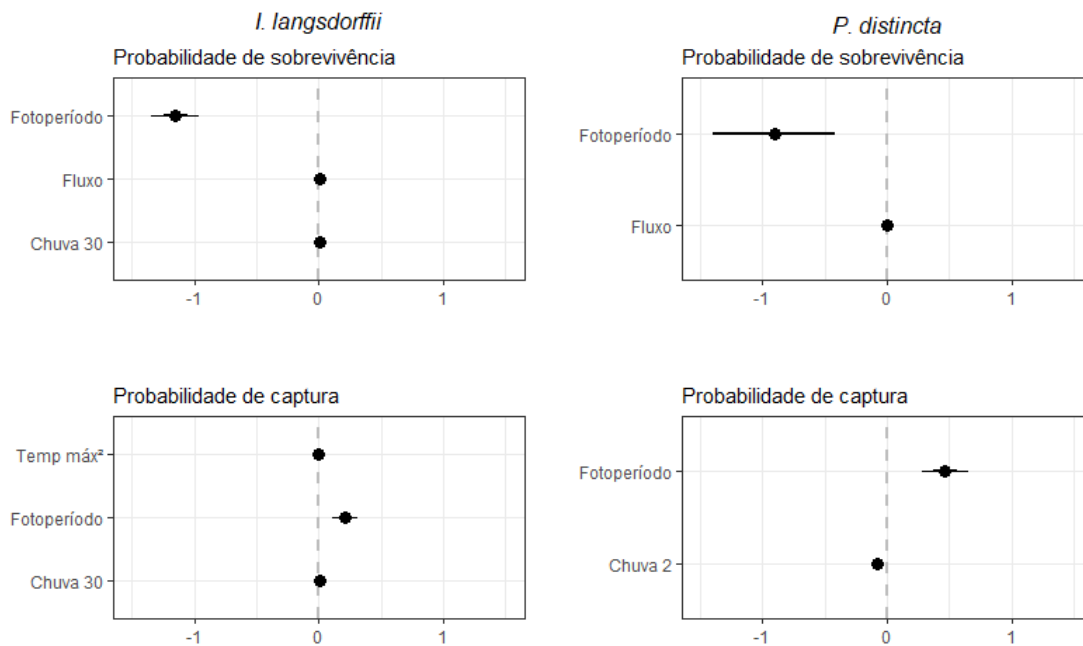
277 O melhor modelo ranqueado apresentou peso de (AICc wt) 0,24 e incluiu
 278 fotoperíodo e fluxo associadas a probabilidade de sobrevivência e chuva 2 e fotoperíodo
 279 estiveram associadas à probabilidade de captura que variou de 0,002 (CI = 0,000 – 0,862)
 280 a 0,811 (CI = 0,617 – 0,919). Como no modelo de *I. langsdorffii*, o fotoperíodo mostrou
 281 um efeito negativo significativo em ϕ e um efeito positivo em p . A chuva 2 apresentou
 282 efeito marginalmente significativo negativo em p (Figura 2). A probabilidade de
 283 sobrevivência (ϕ) mensal variou de 0,462 (CI = 0,182 – 0,767) a 0,996 (CI = 0,00 – 1,00).
 284 As estimativas completas dos parâmetros do modelo estão apresentadas na Tabela
 285 suplementar 4. O teste de ajuste do modelo apresentou um *c-hat* de 1,26, o que representa

286 leve sobredispersão dos dados. Os três melhores modelos segundo o critério do QAIC
 287 (AIC corrigido pelo valor de $c\text{-hat}$) estão apresentados na Tabela 3.

288 Tabela 3: Melhores modelos ranqueados de acordo com o critério de QAIC Seleção para a espécie *P.*
 289 *distincta*. ϕ = Propabilidade de sobrevivência, p = Probabilidade de captura. QAIC= Critério de Akaike de
 290 segunda ordem. Δ QAIC = diferença para o melhor modelo. LogLik= Logaritmo da máxima
 291 verossimilhança. Estão apresentados os três melhores modelos; para seleção completa ver Tabela
 292 suplementar 2.

.Modelo	QAICc	Δ QAICc	QAICc wt	LogLik
ϕ (fotoperíodo + fluxo), p (chuva 2 + fotoperíodo)	223,57	0,00	0,245	259,61
ϕ (fotoperíodo), p (chuva 2 + fotoperíodo)	225,08	1,52	0,12	264,48
ϕ (fotoperíodo + fluxo + temp. min), p (chuva 2 + fotoperíodo)	225,23	1,67	0,11	258,68

293 O tamanho da população em cada ocasião amostral variou de 16,66 (CI = 10,89 e
 294 25,49) a 28,20 (CI = 17,63 – 45,10) indivíduos (Figura 3; Tabela suplementar 5). O
 295 tamanho da superpopulação foi estimado em 62,30 (CI = 50,1 – 74,5) indivíduos.



296
 297 Figura 2: Efeitos dos coeficientes das covariáveis (círculos) e intervalo de confiança (IC 95% linhas) sobre
 298 os parâmetros da probabilidade de sobrevivência (ϕ) e da probabilidade de captura (p) das duas espécies

299 alvo. Efeitos significativos são aqueles em que o intervalo de confiança que não encostam na linha tracejada
300 do zero.

301 **3.2. Estimativas da magnitude de atropelamento**

302 **3.2.1. Itapotihyla langsdorffii**

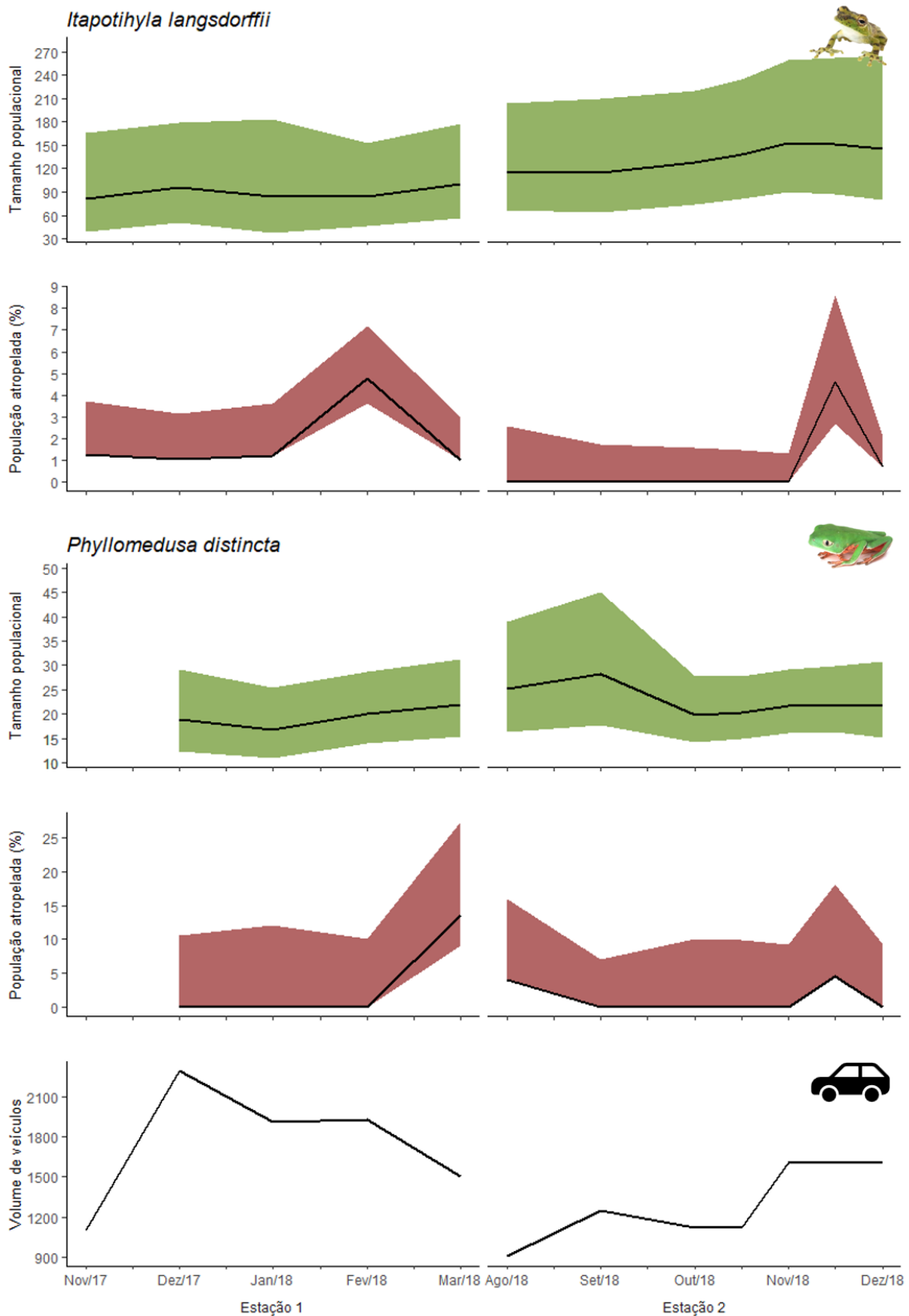
303 Foram registradas 28 carcaças de *I. langsdorffii* atropeladas dentro dos 295 metros
304 avaliados. A eficiência do observador foi estimada em 77% (BCI = 63% - 88%) de
305 detecção. No experimento de persistência das carcaças foram dispostas 31 carcaças das
306 quais 19 foram removidas antes do final do experimento. O tempo médio de persistência
307 das carcaças foi de 11 horas, com uma probabilidade de persistência de 91,9% por hora
308 (CI = 87,7% - 94,7%).

309 A magnitude de atropelamentos estimada para cada ocasião amostral variou de 0
310 (BCI = 0 - 3) a 10 (BCI = 6 - 17) indivíduos atropelados. A porcentagem de indivíduos
311 da população adulta que é retirada por atropelamento em cada ocasião variou entre 0%
312 (CI = 0% - 1%) e 11,96% (CI = 11,1% - 13,13%) (Figura 3).

313 **3.2.2. Phyllomedusa distincta**

314 Foram registradas sete carcaças de *P. distincta* atropeladas dentro da área de
315 estudo. No experimento de eficiência do observador foi estimada uma probabilidade de
316 70,5% (BCI = 46,2% - 87,6%) de detecção. O tempo de persistência das carcaças para as
317 duas espécies foi estimado conjuntamente, portanto o resultado é o mesmo de *I.*
318 *langsdorffii*.

319 A magnitude de atropelamentos estimada para cada ocasião amostral variou de 0 (BCI
320 = 0 - 3) a 5 (BCI = 3 - 12) indivíduos atropelados. Comparando essa magnitude de
321 mortalidade com o tamanho populacional, a proporção de retirada de indivíduos pelo
322 atropelamento variou de 0% (CI = 0% - 8,93%) a 25% (CI = 21% - 41,8%) da população
323 adulta nas diferentes ocasiões amostrais (Figura 3).



324

325 Figura 3: Estimativas de tamanho populacionais (em verde), proporção de atropelamentos (em vermelho)
 326 para as duas espécies estudadas, e o fluxo de veículos (volume médio diário de veículos, linhas contínuas
 327 pretas) em cada ocasião amostral.

328 4. Discussão

329 Nossos resultados evidenciaram que em algumas ocasiões amostrais os
330 atropelamentos na rodovia foram uma importante fonte de mortalidade para as
331 populações de anfíbios arborícolas florestais, podendo apresentar graves consequências
332 na dinâmica populacional dessas espécies. Estudando uma população de salamandras
333 com tamanho inicial de 100 indivíduos, Gibbs e Shriver (2005) evidenciaram que uma
334 mortalidade aditiva acima de 10% poderia extinguir a população em 25 anos.
335 Comparando esse limiar aos nossos resultados a população de *P. distincta* parece estar
336 sob maior risco de declínio, com mortalidade por atropelamento de 25% da sua população
337 reprodutiva.

338 Embora preocupante, o potencial efeito dessa mortalidade relativa sobre a persistência
339 da população deve ser interpretado com cuidado. Não podemos afirmar se essa
340 mortalidade causada pela rodovia é uma mortalidade totalmente aditiva ou compensatória
341 (Anderson e Burnham, 1976; Burnham e Anderson, 1984) o que tem grande importância
342 para determinar se a população está em declínio ou não. O principal mecanismo para que
343 ocorra compensação é o processo de densidade-dependência (Boyce et al., 1999), mecanismo
344 de regulação conhecido para anfíbios, porém sendo mais evidente nas fases larvais do que
345 na fase adulta (Berven, 2011; Hellriegel, 2000; Hels and Nachman, 2002; Scott, 1994;
346 Vonesh and De la Cruz, 2002; Wilbur, 1976). Além disso, a compensação pode se dar
347 pela imigração de indivíduos de áreas adjacentes (Davis et al., 2019; Turgeon e Kramer,
348 2012). Neste caso, seria mais provável que a espécie *P. distincta* tivesse alguma
349 proporção de imigração compensatória já que são conhecidas outras populações
350 adjacentes à área. Já para a espécie *I. langsdorffii* não há registro de populações adjacentes
351 à área de estudo, portanto, a mortalidade causada pela rodovia pode ser totalmente aditiva.

352 Em virtude da proximidade dos banhados à rodovia, havia uma expectativa de que a
353 sobrevivência dessas espécies poderia ser reduzida, contudo as estimativas não diferem
354 da amplitude descrita para outras espécies, mesmo em ambientes não sujeitos a pressões
355 antrópicas (Biek et al., 2002; Brown e Alcala, 1970; Davis e Roberts, 2011). As
356 estimativas de probabilidade de sobrevivência e de captura, no entanto, foram bastante
357 variáveis conforme a ocasião amostral, e algumas vezes pouco precisas devido a raridade
358 (*P. distincta*) e comportamento reprodutivo errático (*I. Langsdorffii*) das espécies,
359 resultando em um número reduzido de capturas em diversas ocasiões.

360 Diferindo do que vem sendo descrito por vários estudos (Bouchard et al., 2009; Hels
361 e Buchwald, 2001; Jacobson et al., 2016), o volume de veículos não apresentou efeito
362 significativo na sobrevivência dos indivíduos. Porém, esse resultado deve ser analisado
363 com cautela, pois não obtivemos o volume diário de tráfego do período amostral (ou
364 acumulado imediatamente anterior) e sim o volume diário mensal (média).

365 A relevância de avaliar o número de atropelamentos na rodovia com a estimativa do
366 tamanho populacional s é percebida quando comparamos as possíveis conclusões
367 extraídas apenas considerando a mortalidade observada, ou mesmo a estimada, com as
368 conclusões resultantes da estimativa da mortalidade relativa ao tamanho populacional.
369 Embora os números absolutos de fatalidades observadas possam ser considerados
370 irrisórios, os números relativos estimados são um alerta sobre risco ao qual estas espécies
371 estão sendo submetidas. Além disso, o ranking de preocupação se inverte se apenas
372 considerarmos a mortalidade observada (ou mesmo estimada) em relação ao status de
373 conservação regional, pois a percepção de risco priorizaria *I. langsdorffii*.

374 Em relação a arborealidade, mostrou-se que mesmo as espécies mais lentas na
375 locomoção e mais dependente das árvores no seu hábito reprodutivo e de forrageamento,

376 como a *Phyllomedusa distincta*, atravessam a rodovia e estão sujeitas aos atropelamentos
377 por veículos. O cruzamento da rodovia deve estar ligado a uma forte necessidade de
378 migração em busca de recursos seja para forragear ou para reprodução, logo medidas de
379 mitigação que evitem o animal se expor ao risco de colisão devem ser planejadas.

380 Nossos resultados evidenciam a necessidade de reduzir a mortalidade destas espécies
381 principalmente por serem espécies ameaçadas protegidas pela unidade de conservação às
382 margens da rodovia. Como a regulação do fluxo é uma medida mitigadora difícil de
383 implantar em rodovias que são rotas de ligação estratégicas para a economia regional e a
384 regulação da velocidade dos veículos não é uma característica relevante nos
385 atropelamentos de anfíbios (Hels e Buchwald, 2001), é fundamental encontrar meios de
386 impedir o acesso dos anfíbios à estrada e conduzi-los para passagens seguras. As medidas
387 hoje disponíveis, como cercas direcionadoras associadas a passagens de fauna (Aresco,
388 2005; Cunnington et al., 2014; Jarvis et al., 2019; Kenneth Dodd et al., 2004; Lesbarrères
389 et al., 2004; Taylor e Goldingay, 2003), na configuração usualmente adotada, não serão
390 efetivas para o grupo dos anfíbios arborícolas. Novas tecnologias que impeçam o acesso
391 da rodovia por essas espécies de anfíbios que tem a capacidade de escalar quase todas as
392 superfícies precisam ser urgentemente desenvolvidas, como barreiras que estas espécies
393 não consigam transpor associadas com passagens de fauna aéreas adequadas ao
394 deslocamento dessas espécies.

Considerações finais

Nessa dissertação eu explorei o possível impacto dos atropelamentos sobre duas populações de espécies ameaçadas de extinção no estado do Rio Grande do Sul, em uma rodovia que transpõe uma reserva de proteção integral. Constatei que a rodovia ERS-486 que margeia os dois polígonos da Reserva Biológica Estadual Mata Paludosa é de fato uma ameaça as populações de anfíbios presentes na reserva. A mortalidade por atropelamento na rodovia atinge altas taxas quando comparado ao tamanho das populações, podendo ser um importante vetor de declínio populacional local destas espécies. Ainda, apesar da espécie *Itapotihyla langsdorffii* ser classificada num nível de ameaça de extinção maior que a *Phyllomedusa distincta* para o estado, dentro da REBIO Mata Paludosa a *P. distincta* apresenta maior risco de declínio por ter um tamanho populacional menor e apresentar taxas proporcionalmente maiores de atropelamento.

Como perspectivas futuras, ainda pretendo realizar análises de viabilidade populacional. Onde vou utilizar os parâmetros populacionais estimados neste trabalho e parâmetros populacionais presentes na literatura, para simular qual a probabilidade de persistência dessas populações no futuro sob essas condições de ameaça. Acredito que com essas simulações o trabalho ganhará maior poder de inferência sobre o destino dessas populações e maior poder de influência sobre a necessidade de implantação de medidas de mitigação.

Paralelamente a este trabalho, o estudo de fauna atropelada contrato pelo DAER decorrente de uma ação civil pública, indicou medidas de mitigação adequadas a fauna local afetada pela ERS-486, onde foram sugeridas medidas de mitigação específicas para os anfíbios arborícolas. Depois de instaladas as medidas indicadas, haverá um novo ciclo de monitoramento da fauna atropelada, onde poderemos avaliar a resposta das populações ao programa de mitigação implantada. Esse será o primeiro trabalho no Brasil onde o

efeito da mortalidade e a efetividade das medidas de mitigação serão avaliadas no nível populacional.

Apêndice A. Material suplementar

Tabela suplementar 1: Resultado da seleção de todos os modelos da espécie *I. langsdorffii* utilizando o critério do melhor AIC. ϕ = probabilidade de sobrevivência. p = Probabilidade de captura..

Modelo	AICc	Δ AICc	AICcwt	LogLik
ϕ (fotoperíodo + fluxo + chuva 30), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	279,0227	0,00	0,9416	257,32
ϕ (fotoperíodo + fluxo), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	285,4656	6,44	0,03757	266,08
ϕ (temp. máx ² + fotoperíodo + fluxo), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	286,6694	7,64	0,02058	264,96
ϕ (chuva 30 + temp. máx ² + fotoperíodo), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	298,1936	19,17	0,00006	276,49
ϕ (temp. máx ² + fluxo), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	298,2809	19,25	0,00006	278,90
ϕ (fluxo + chuva 30 + temp. máx ²), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	298,7145	19,69	0,00005	277,01
ϕ (fotoperíodo + chuva 30), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	300,0353	21,01	0,00003	280,65
ϕ (temp. máx ² + fotoperíodo), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	300,1333	21,11	0,00002	280,75
ϕ (fotoperíodo), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	300,1392	21,12	0,00002	283,04
ϕ (fluxo), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	311,7272	32,70	0,00000	294,63
ϕ (fluxo + chuva 30), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	313,2277	34,20	0,00000	293,84
ϕ (fluxo + chuva 30 + fotoperíodo), p (.)	322,1607	43,14	0,00000	307,31
ϕ (temp. máx ²), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	323,4272	44,40	0,00000	306,33
ϕ (chuva 30 + temp. máx ²), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	325,7001	46,67	0,00000	306,31
ϕ (fotoperíodo + fluxo), p (.)	327,3016	48,27	0,00000	314,67
ϕ (.), p (chuva 30 + temp. máx ² + fotoperíodo)	330,4817	51,46	0,00000	315,63
ϕ (chuva 30), p (chuva 30 + fotoperíodo + temp. máx ²)	332,6896	53,67	0,00000	315,59
ϕ (.), p (chuva 30 + temp. máx ²)	335,4755	56,45	0,00000	322,84
ϕ (chuva 30 + temp. máx ² + fotoperíodo), p (.)	337,0503	58,02	0,00000	322,20
ϕ (fotoperíodo), p (.)	338,8555	59,83	0,00000	328,41
ϕ (temp. máx ² + fotoperíodo), p (.)	339,5053	60,48	0,00000	326,87
ϕ (fluxo + chuva 30 + temp. máx ²), p (.)	340,374	61,35	0,00000	325,52
ϕ (temp. máx ² + fluxo), p (.)	341,6605	62,64	0,00000	329,03
ϕ (.), p (fotoperíodo + fluxo)	343,2658	64,24	0,00000	330,63
ϕ (chuva 30 + fotoperíodo), p (.)	345,0722	66,05	0,00000	332,44
ϕ (.), p (chuva 30)	354,8122	75,79	0,00000	344,36
ϕ (.), p (chuva 30 + fotoperíodo)	354,9192	75,90	0,00000	342,29
ϕ (.), p (chuva 2)	363,0059	83,98	0,00000	352,56
ϕ (.), p (chuva 2 ²)	366,5948	87,57	0,00000	356,15
ϕ (fluxo), p (.)	371,712	92,69	0,00000	361,26
ϕ (chuva 30 + fluxo), p (.)	373,7731	94,75	0,00000	361,14
ϕ (temp. máx ²), p (.)	375,0043	95,98	0,00000	364,56
ϕ (chuva 30 + temp. máx ²), p (.)	376,0096	96,99	0,00000	363,38
ϕ (.), p (fotoperíodo + temp. máx ²)	381,9335	102,91	0,00000	369,30
ϕ (.), p (temp. máx ²)	382,7797	103,76	0,00000	372,33
ϕ (.), p (temp. max)	387,1735	108,15	0,00000	376,72
ϕ (.), p (fotoperíodo)	410,2347	131,21	0,00000	399,79
ϕ (chuva 30), p (.)	420,9637	141,94	0,00000	410,52
ϕ (.), p (.)	423,2248	144,20	0,00000	414,93
ϕ (.), p (chuva 30 ^)	423,5147	144,49	0,00000	413,07
ϕ (.), p (temp. min)	425,3145	146,29	0,00000	414,87
ϕ (.), p (temp. min^)	425,3192	146,30	0,00000	414,87
ϕ (.), p (chuva 1)	425,3761	146,3534	0,00000	414,93

Tabela suplementar 2: Resultado da seleção de todos os modelos da espécie *P. distincta* utilizando o critério do melhor AIC. ϕ = probabilidade de sobrevivência. p = Probabilidade de captura AIC= Critério de Akaike de segunda ordem. Δ AIC de cada modelo. LogLik= Logaritmo da máxima verossimilhança.

Modelo	QAICc	Δ QAICc	QAICcwt	LogLik
ϕ (fotoperíodo + fluxo), p (chuva 2 + fotoperíodo)	223,57	0,00	0,246	259,61
ϕ (fotoperíodo), p (chuva 2 + fotoperíodo)	225,09	1,52	0,115	264,48
ϕ (fotoperíodo + fluxo + temp. min), p (chuva 2 + fotoperíodo)	225,24	1,67	0,107	258,68
ϕ (chuva 2 + fotoperíodo), p (chuva 2 + fotoperíodo)	225,63	2,06	0,087	262,20
ϕ (chuva 2 + fotoperíodo + fluxo), p (chuva 2 + fotoperíodo)	225,84	2,27	0,078	259,45
ϕ (chuva 2), p (chuva 2 + fotoperíodo)	226,68	3,11	0,051	266,49
ϕ (.), p (chuva 2 + fotoperíodo)	226,85	3,28	0,048	269,61
ϕ (fotoperíodo + temp. min), p (chuva 2 + fotoperíodo)	226,96	3,38	0,045	263,87
ϕ (chuva 2 + fluxo + temp. min), p (chuva 2 + fotoperíodo)	227,44	3,86	0,036	261,45
ϕ (chuva 2 + fluxo), p (chuva 2 + fotoperíodo)	227,47	3,90	0,035	264,52
ϕ (chuva 2 + fotoperíodo + fluxo + temp. min), p (chuva 2 + fotoperíodo)	227,59	4,01	0,033	258,55
ϕ (temp. min), p (chuva 2 + fotoperíodo)	227,83	4,25	0,029	267,93
ϕ (chuva 2 + temp. min), p (chuva 2 + fotoperíodo)	228,14	4,57	0,025	265,37
ϕ (fluxo), p (chuva 2 + fotoperíodo)	228,19	4,62	0,024	268,39
ϕ (.), p (chuva 2 + temp. min + fotoperíodo)	229,11	5,54	0,015	269,55
ϕ (chuva 2 + fluxo + temp. min), p (chuva 2 + fotoperíodo)	229,87	6,30	0,011	264,52
ϕ (fluxo + temp. min), p (chuva 2 + fotoperíodo)	230,1	6,53	0,009	267,83
ϕ (.), p (chuva 2 + temp. min)	232,62	9,04	0,003	276,87
ϕ (.), p (chuva 2)	239,69	16,11	0,000	288,63
ϕ (.), p (chuva 2 [^])	245,5	21,93	0,000	295,95
ϕ (.), p (fotoperíodo)	267,71	44,14	0,000	323,93
ϕ (.), p (temp. min + fotoperíodo)	269,74	46,17	0,000	323,65
ϕ (.), p (temp. min)	272,8	49,23	0,000	330,35
ϕ (.), p (temp. min [^])	274,67	51,10	0,000	332,71
ϕ (.), p (chuva30 [^])	280,00	56,43	0,000	339,42
ϕ (.), p (.)	281,11	57,54	0,000	343,60
ϕ (.), p (temp. max)	281,41	57,84	0,000	341,20
ϕ (.), p (chuva30)	281,63	58,06	0,000	341,48
ϕ (.), p (chuva 1)	282,79	59,22	0,000	342,93

Tabela suplementar 3: Parâmetros reais estimados de *I. langsdorffii* a partir do modelo mais bem ranqueado. ϕ = probabilidade de sobrevivência. p = probabilidade de captura. β = probabilidade de entrada de novos indivíduos. N = superpopulação.

Parâmetro	Ocasão amostral	Estimativa	Erro padrão	Mínimo	Máximo
ϕ	2	0.076	0.031	0.033	0.164
	3	0.974	0.121	0.004	1.000
	4	0.697	0.251	0.183	0.959
	5	0.798	0.208	0.239	0.980
	6	0.997	0.016	0.015	1.000
	7	0.999	0.006	0.000	1.000
	8	0.842	0.102	0.543	0.960
	9	0.956	0.064	0.517	0.998
	10	0.810	0.088	0.581	0.929
	11	0.938	0.086	0.453	0.996
	12	0.605	0.166	0.282	0.857
	13	0.520	0.171	0.221	0.805
	14	0.975	0.103	0.010	1.000
	p	1	0.078	0.026	0.040
2		0.068	0.022	0.036	0.124
3		0.090	0.028	0.048	0.162
4		0.022	0.012	0.007	0.063
5		0.013	0.006	0.006	0.033
6		0.000	0.001	0.000	0.411
7		0.006	0.007	0.001	0.046
8		0.042	0.016	0.020	0.087
9		0.079	0.025	0.042	0.144
10		0.055	0.017	0.030	0.100
11		0.060	0.018	0.034	0.106
12		0.016	0.008	0.006	0.040
13		0.110	0.040	0.052	0.215
14		0.045	0.016	0.022	0.090
β	Todas	0.016	0.004	0.010	0.025
N	Todas	1062.897	334.367	601.798	1973.683

Tabela suplementar 4: Parâmetros reais estimados de *P. distincta* a partir do modelo mais bem ranqueado. φ = probabilidade de sobrevivência. p = probabilidade de captura. β = probabilidade de entrada de novos indivíduos. N = superpopulação.

Parâmetro	Ocasão amostral	Estimativa	Erro padrão	Mínimo	Máximo
φ	2	0.776	0.133	0.435	0.940
	3	0.692	0.097	0.480	0.845
	4	0.987	0.056	0.015	1.000
	5	0.924	0.079	0.571	0.991
	6	0.996	0.034	0.000	1.000
	7	0.981	0.061	0.073	1.000
	8	0.578	0.127	0.331	0.791
	9	0.506	0.159	0.228	0.781
	10	0.632	0.089	0.447	0.784
	11	0.538	0.133	0.289	0.769
	12	0.462	0.171	0.182	0.767
	13	0.673	0.134	0.384	0.871
	p	1	0.395	0.063	0.279
2		0.811	0.076	0.617	0.919
3		0.718	0.074	0.554	0.839
4		0.002	0.009	0.000	0.862
5		0.029	0.021	0.007	0.112
6		0.094	0.064	0.024	0.310
7		0.050	0.031	0.015	0.157
8		0.452	0.064	0.332	0.578
9		0.489	0.064	0.367	0.613
10		0.619	0.069	0.478	0.742
11		0.673	0.072	0.520	0.796
12		0.709	0.074	0.548	0.831
13		0.238	0.084	0.111	0.438
β	Todas	0.057	0.008	0.043	0.075
N	Todas	62.303	6.224	50.103	74.502

Tabela suplementar 5: Tamanho da população de *I. langsdorffi* e *P. distincta* para cada ocasião amostral. N= tamanho da população. EP: Erro padrão. Min: limite de confiança inferior. Max: limite de confiança superior

Espécie	Ocasão amostral	N	EP	Min	Max
<i>Itapotihyla langsdorffi</i>	Nov/2017	80,58	30,61	39,24	165,49
	Dez/2017	95,41	31,60	50,70	179,56
	Jan/2018	83,49	34,83	38,08	183,06
	Fev/2018	83,62	26,40	45,70	153,01
	Mar/2018	100,33	29,96	56,58	177,92
	Ago/2018	117,03	33,99	66,99	204,44
	Set/2018	115,52	36,03	63,57	209,92
	Out/2018	127,45	36,01	74,03	219,41
	Out/2018	137,86	38,07	81,03	234,54
	Nov/2018	152,65	41,97	89,93	259,13
	Nov/2018	151,59	43,43	87,42	262,88
	Nov/2018	145,69	45,42	80,20	264,66
	<i>P. distincta</i>	Dez/2017	19	4,18	12,38
Jan/2018		17	3,66	10,89	25,49
Fev/2018		20	3,72	13,91	28,69
Mar/2018		22	3,99	15,45	31,32
Ago/2018		25	5,68	16,23	38,94
Set/2018		28	6,85	17,63	45,10
Out/2018		20	3,41	14,19	27,73
Out/2018		20	3,26	14,80	27,74
Nov/2018		22	3,30	16,04	29,09
Nov/2018		22,03	3,47	16,21	29,95
Nov/2018		21,69	3,96	15,21	30,93

5. Referências

Akaike, H., 1974. A new look at statistical model identification. IEE Trans. Autom.

Control 19, 716–723.

Anderson, D.R., Burnham, K.P., 1976. Population ecology of the mallard: VI. The effect of exploitation on survival. Resour. Publ.

Aresco, M.J., 2005. Mitigation Measures to Reduce Highway Mortality of Turtles and Other Herpetofauna at a North Florida Lake. J. Wildl. Manage. 69, 549–560.

[https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2005\)069\[0549:MMTRHM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069[0549:MMTRHM]2.0.CO;2)

Beebee, T.J.C., 2013. Effects of Road Mortality and Mitigation Measures on Amphibian Populations. Conserv. Biol. 27, 657–668. <https://doi.org/10.1111/cobi.12063>

- Bennett, A.F., 1991. Road, roadsides, and wildlife conservation: a review, in: Saunders, D.A., Hobbes, R.J. (Eds.), *Nature Conservation. 2: The Role of Corridors*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia, pp. 99–118.
- Berven, K.A., 2011. Factors Affecting Population Fluctuations in Larval and Adult Stages of the Wood Frog (*Rana Sylvatica*) Author (s): Keith A . Berven
Published by : Ecological Society of America Stable URL :
<http://www.jstor.org/stable/1938295> . LARVAL AND ADULT STAGES. *America* (NY). 71, 1599–1608.
- Biek, R., Funk, W.C., Maxell, B.A., Mills, L.S., 2002. What is missing in amphibian decline research: Insights from ecological sensitivity analysis. *Conserv. Biol.* 16, 728–734. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00433.x>
- Bolaños, F., Castro, F., De la Riva, I., Grant, T., Hedges, B., Heyer, W., Ibáñez, R., La Marca, E., Lavilla, E., Leite Silvano, D., Lötters, S., Parra Olea, G., Reichle, S., Reynolds, R., Rodríguez, L., Santos Barrera, G., Scott, N., Ubeda, C., Veloso, A., Wilkinson, M., Young, B., 2008. Amphibians of the Neotropical Realm, in: Stuart, S.N., Hoffmann, M., Chanson, J.S., Cox, N.A., Berridge, R.J., Ramani, P., and Young, B.. (Ed.), *Threatened Amphibians of the World*. Lynx Edicions, IUCN and Conservation International, pp. 92–105.
- Bouchard, J., Ford, A.T., Eigenbrod, F.E., Fahrig, L., 2009. Behavioral Responses of Northern Leopard Frogs (*Rana pipiens*) to Roads and Traffic : Implications for Population Persistence 14.
- Boyce, M.S., Sinclair, A.R.E., White, G.C., 1999. Seasonal Compensation of Predation and Harvesting. *Oikos* 87, 419. <https://doi.org/10.2307/3546808>
- Brown, W.C., Alcala, A.C., 1970. Population Ecology of the Frog *Rana erythraea* in

- Southern Negros, Philippines. *Copeia* 1970, 611. <https://doi.org/10.2307/1442304>
- Brzeziński, M., Eliava, G., Zmihorski, M., 2012. Road mortality of pond-breeding amphibians during spring migrations in the Mazurian Lakeland, NE Poland. *Eur. J. Wildl. Res.* 58, 685–693. <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0618-2>
- Buchan, A., 2005. Using Alpha Numeric Fluorescent Tags for Individual Identification of Amphibians An Improved Method for Karyotyping Anuran Chromosomes 36, 43–44.
- Burham, K.P., Anderson, D.R., 1984. Tests of Compensatory vs. Additive Hypotheses of Mortality in Mallards. *Ecology* 65, 105–112. <https://doi.org/10.2307/1939463>
- Caorsi, V.Z., Both, C., Cechin, S., Antunes, R., Borges-Martins, M., 2017. Effects of traffic noise on the calling behavior of two Neotropical hylid frogs. *PLoS One* 12, 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183342>
- Carr, L.W., Fahrig, L., 2001. Title: Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility Effect of Road Traffic on Two Amphibian Species of Differing Vagility. *Conserv. Biol.* 15, 1071–1078.
- Choquet, R., Lebreton, J.-D., Gimenez, O., Reboulet, A.M., Pradel, R., 2009. U-CARE: Utilities for performing goodness of fit tests and manipulating CAPture-REcapture data. *Ecography (Cop.)*. 32, 1071–1074.
- Coelho, I.P., Teixeira, F.Z., Colombo, P., Coelho, A.V.P., Kindel, A., 2012. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *J. Environ. Manage.* 112, 17–26. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.004>
- Colino-Rabanal, V.J., Lizana, M., 2012. Herpetofauna and roads: a review. *Basic Appl. Herpetol.* 26, 5–31. <https://doi.org/10.11160/bah.12008>

- Cooch, E.G., White, G., 2004. Program MARK - "A Gentle Introduction" 4edn.
- Cunnington, G.M., Garrah, E., Eberhardt, E., Fahrig, L., 2014. Culverts alone do not reduce road mortality in anurans. *Écoscience* 21, 69–78.
<https://doi.org/10.2980/21-1-3673>
- D'Anuniação, P.E.R., Lucas, P.S., Silva, V.X., Bager, A., 2013. Road ecology and Neotropical amphibians: contributions for future studies. *Acta Herpetol.* 8, 129–140. https://doi.org/10.13128/acta_herpetol-12331
- Davis, R.A., Lohr, C.A., Dale Roberts, J., 2019. Frog survival and population viability in an agricultural landscape with a drying climate. *Popul. Ecol.* 61, 102–112.
<https://doi.org/10.1002/1438-390X.1001>
- Davis, R.A., Roberts, J.D., 2011. Survival and Population Size of the Frog *Heleioporus albopunctatus* in a Highly Modified, Agricultural Landscape. *Copeia* 2011, 423–429. <https://doi.org/10.1643/CE-09-133>
- Diamondback, 1990. Ecological effects of roads (or, the road to destruction), in: Davis, J. (Ed.), *Killing Roads: A Citizen's Primer on the Effects and Removal of Roads*. Biodiversity special publication. *Earth First!*, Tucson, Arizona, pp. 1–5.
- Egea-Serrano, A., Relyea, R.A., Tejedo, M., Torralva, M., 2012. Understanding of the impact of chemicals on amphibians: a meta-analytic review. *Ecol. Evol.* 2, 1382–1397. <https://doi.org/10.1002/ece3.249>
- Estado do Rio Grande do Sul, 2016. N°. 041/CELIC/2016.
- Estado do Rio Grande do Sul, 2014. DECRETO ESTADUAL N°51.797 DE 8 DE SETEMBRO DE 2014, Diário Oficial do Rio Grande do Sul.
- Fahrig, L., Rytwinski, T., 2009. Effects of Roads on Animal Abundance: an Empirical

Review and Synthesis. *Ecol. Soc.* 14, art21. <https://doi.org/10.5751/ES-02815-140121>

Forman, R.T.T., 2003. *Road ecology : science and solutions*. Island Press.

Forman, R.T.T., Alexander, L.E., 1998. ROADS AND THEIR MAJOR ECOLOGICAL EFFECTS. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29, 207–231.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>

Gibbs, J.P., Shriver, W.G., 2005. Can road mortality limit populations of pool-breeding amphibians? *Wetl. Ecol. Manag.* 13, 281–289. <https://doi.org/10.1007/s11273-004-7522-9>

Glista, D.J., DeVault, T.L., DeWoody, J.A., 2007. Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. *Herpetol. Conserv. Biol.* 3, 77–87.

Grace, M.K., Noss, R.F., 2018. Evidence for selective avoidance of traffic noise by anuran amphibians. *Anim. Conserv.* <https://doi.org/10.1111/acv.12400>

Hellriegel, B., 2000. Single- or Multistage Regulation in Complex Life Cycles : Does It Make a Difference? *Oikos* 88, 239–249.

Hels, T., Buchwald, E., 2001. The effect of road kills on amphibian populations 99, 331–340.

Hels, T., Nachman, G., 2002. Simulating viability of a spadefoot toad *Pelobates fuscus* metapopulation in a landscape fragmented by a road. *Ecography (Cop.)*. 25, 730–744. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250609.x>

Hoskin, C.J., Goosem, M.W., 2010. Road Impacts on Abundance, Call Traits, and Body Size of Rainforest Frogs in Northeast Australia. *Ecol. Soc.* 15, art15.
<https://doi.org/10.5751/ES-03272-150315>

- IUCN, 2017. The IUCN Red List of Threatened Species Version 2017-1 [WWW Document]. URL %3Cwww.iucnredlist.org%3E (accessed 6.9.17).
- Jackson, N.D., Fahrig, L., 2011. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biol. Conserv.* 144, 3143–3148. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.010>
- Jacobson, S.L., Bliss-Ketchum, L.L., De Rivera, C.E., Smith, W.P., 2016. A behavior-based framework for assessing barrier effects to wildlife from vehicle traffic volume. *Ecosphere* 7, 1–15. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1345>
- Jaeger, J. a. G., Fahrig, L., 2004. Effects of Road Fencing on Population Persistence. *Conserv. Biol.* 18, 1651–1657. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00304.x>
- Jaeger, J.A.G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B., Von Toschanowitz, K.T., 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: An interactive model of road avoidance behavior. *Ecol. Modell.* 185, 329–348. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.12.015>
- Jarvis, L.E., Hartup, M., Petrovan, S.O., 2019. Road mitigation using tunnels and fences promotes site connectivity and population expansion for a protected amphibian. *Eur. J. Wildl. Res.* 65, 27. <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1263-9>
- Kaiser, K., 2009. Use of VIA fluorescent tags in a small hylid frog with a new technique for application 40, 421–422.
- Kenneth Dodd, C., Barichivich, W.J., Smith, L.L., 2004. Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biol. Conserv.* 118, 619–631.

<https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2003.10.011>

- Korner-Nievergelt, F., Behr, O., Brinkmann, R., Etterson, M.A., Huso, M.M.P., Dalthorp, D., Korner-Nievergelt, P., Roth, T., Niermann, I., 2015. Mortality estimation from carcass searches using the R-package carcass ? a tutorial. *Wildlife Biol.* 21, 30–43. <https://doi.org/10.2981/wlb.00094>
- Lesbarrères, D., Lodé, T., Merilä, J., 2004. What type of amphibian tunnel could reduce road kills? *Oryx* 38, 220–223. <https://doi.org/10.1017/S0030605304000389>
- Lesbarrères, D., Pagano, A., Lodé, T., 2003. Inbreeding and road effect zone in a Ranidae: The case of Agile frog, *Rana dalmatina bonaparte*, 1840. *Comptes Rendus - Biol.* 326, 68–72. [https://doi.org/10.1016/S1631-0691\(03\)00040-4](https://doi.org/10.1016/S1631-0691(03)00040-4)
- Lingnau, R., Zank, C., Colombo, P., Vinciprova, G., 2006. Amphibia, Hylidae, *Itapotihyla langsdorffii*: distribution extension 2, 38–39.
- Measey, G.J., Gower, D.J., Oommen, O. V, Wilkinson, M., 2001. Permanent marking of a fossorial caecilian, *Gegeneophis*. *J. South Asian Nat. Hist.* 5, 141–147.
- Ministério da Agricultura, P. e A., 2019. Instituto Nacional de Metereologia [WWW Document]. Brasil. URL <http://www.inmet.gov.br/>
- Ministério da Ciência, tecnologia, I. e C., 2019. Cemaden - Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais [WWW Document]. Brasil. URL <https://www.cemaden.gov.br/> (accessed 3.19.19).
- Pellet, J., Guisan, A., Perrin, N., 2004. A concentric analysis of the impact of urbanization on the threatened European tree frog in an agricultural landscape. *Conserv. Biol.* 18, 1599–1606. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.0421a.x>
- Pereyra, A., 2008. Distribution extension 4, 401–403.

- Pombal Jr, J.P., 1997. Distribuição Espacial e Temporal de Anuros em uma Poça Permanente na Serra da Paranapiacaba, Sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Biol.* 57, 583–594.
- Pombal Jr, J.P., Haddad, C.F.B., 2007. Herpetologia no Brasil II Estratégias e modos reprodutivos em anuros Herpetologia no Brasil, in: Nascimento, L.B., Oliveira, M.E. (Eds.), *Herpetologia No Brasil II*. Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte, pp. 101–116.
- Puky, M., 2005. Amphibian road kills: a global perspective. *Road Ecol. Cent.* 325–338.
- Rico, A., Kindlmann, P., Sedláček, F., 2007. Barrier effects of roads on movements of small mammals, *Folia Zool.*
- Roedenbeck, I.A., Fahrig, L., Findlay, C.S., Houlihan, J.E., Jaeger, J.A.G., Klar, N., Kramer-schadt, S., Grift, E.A. Van Der, 2007. The Rauschholzhausen Agenda for Road Ecology 12.
- Rytwinski, T., Fahrig, L., 2015. The impacts of roads and Traffic on Terrestrial animal populations, in: Van der Ree, R., Smith, D.J., Grilo, C. (Eds.), *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 237–246.
- Rytwinski, T., Fahrig, L., 2013. Why are some animal populations unaffected or positively affected by roads? *Oecologia* 173. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2684-x>
- Santos, S.M., Carvalho, F., Mira, A., 2011. How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. *PLoS One* 6, e25383. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025383>
- Schwarz, C.J., Arnason, A.N., 1996. *A General Methodology for the Analysis of*

- Capture-Recapture Experiments in Open Populations. *Biometrics* 52, 860.
<https://doi.org/10.2307/2533048>
- Scott, D.E., 1994. The Effect of Larval Density on Adult Demographic Traits in *Ambystoma Opacum*. *Ecology* 75, 1383–1396. <https://doi.org/10.2307/1937462>
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L., Waller, R.W., 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* (80-.). 306, 1783–1786.
<https://doi.org/10.1126/science.1103538>
- Taylor, B.D., Goldingay, R.L., 2003. Cutting the carnage: wildlife usage of road culverts in north-eastern New South Wales. *Wildl. Res.* 30, 529.
<https://doi.org/10.1071/WR01062>
- Team, R.C., 2018. R: A language and Environment for Statistical Computing.
- Teixeira, F.Z., Coelho, A.V.P., Esperandio, I.B., Kindel, A., 2013. Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biol. Conserv.* 157, 317–323. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.006>
- Thorsen, S., 2019. Time and Date AS 1995-2019 [WWW Document]. URL <https://www.timeanddate.com> (accessed 3.19.19).
- Trombulak, S.C., Frissell, C. a., 2000. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conserv. Biol.* 14, 18–30.
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>
- Turgeon, K., Kramer, D.L., 2012. Compensatory immigration depends on adjacent population size and habitat quality but not on landscape connectivity. *J. Anim. Ecol.* 81, 1161–1170. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.01990.x>

- van Grunsven, R.H.A., Creemers, R., Joosten, K., Donners, M., Veenendaal, E.M.,
2017. Behaviour of migrating toads under artificial lights differs from other phases
of their life cycle. *Amphibia-Reptilia* 38, 49–55. <https://doi.org/10.1163/15685381-00003081>
- Vonesh, J.R., De la Cruz, O., 2002. Complex life cycles and density dependence:
assessing the contribution of egg mortality to amphibian declines. *Oecologia* 133,
325–333. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1039-9>
- Vrcibradic, D., Teixeira, R.L., Borges-Júnior, V.N.T., 2009. Sexual dimorphism,
reproduction and diet of the casque-headed treefrog *Itapotihyla langsdorffii*
(Hylidae: Lophiohyliini). *J. Nat. Hist.* 43, 2245–2256.
<https://doi.org/10.1080/00222930903015824>
- Wilbur, H.M., 1976. Density-Dependent Aspects of Metamorphosis in *Ambystoma* and
Rana Sylvatica. *Ecology* 57, 1289–1296. <https://doi.org/10.2307/1935053>