



UFRGS
UNIVERSIDADE FEDERAL
DO RIO GRANDE DO SUL



INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

ERIKA SANT' ANNA PETZHOLD

**CONECTIVIDADE DA PAISAGEM PAMPEANA PARA AVES NÃO
AMEAÇADAS: MODELANDO A OCUPAÇÃO ATRAVÉS DE
MONITORAMENTO ACÚSTICO PASSIVO**

PORTO ALEGRE

2021

ERIKA SANT' ANNA PETZHOLD

**CONECTIVIDADE DA PAISAGEM PAMPEANA PARA AVES NÃO
AMEAÇADAS: MODELANDO A OCUPAÇÃO ATRAVÉS DE
MONITORAMENTO ACÚSTICO PASSIVO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Área de concentração: Biologia e Comportamento Animal

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maria João Ramos Pereira

PORTO ALEGRE

2021

ERIKA SANT' ANNA PETZHOLD

**CONECTIVIDADE DA PAISAGEM PAMPEANA PARA AVES NÃO
AMEAÇADAS: MODELANDO A OCUPAÇÃO ATRAVÉS DE
MONITORAMENTO ACÚSTICO PASSIVO**

Aprovada em 27 de outubro de 2021.

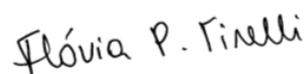
BANCA EXAMINADORA



Dra. Lucilene Inês Jacoboski, UFRGS



Dr. Heinrich Hasenack, UFRGS



Dra. Flávia Pereira Tirelli, UFRGS

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Sabrina por tudo e por tanto, por todo amor, suporte, compreensão, escuta, e paciência, compartilhados comigo todos os dias, principalmente nos últimos.

Agradeço à minha família, pai, mãe e mano pelo amor, cuidado e apoio.

Agradeço à Patrícia, ao Camana e ao Gabriel pelo suporte, pelas importantes conversas.

Agradeço à Estefany por dividir tantas etapas comigo e pelos muitos anos de amizade.

Agradeço a nossa equipe de campo por todo companheirismo, diversão e tantas histórias para contar que poderiam até virar um livro ou diário. As nossas campanhas de campo foram uma das melhores experiências do mestrado.

Agradeço muito à minha orientadora, Maria João, por toda a compreensão, suporte e incentivo dedicados ao longo desse período, especialmente nesse último ano tão caótico. Agradeço por toda a confiança e tranquilidade que transmitia nas nossas reuniões.

Agradeço à Cíntia que foi muito importante nessa reta final do trabalho, por todo apoio e tempo dedicado.

Agradeço a todos do BiMa-Lab e que apesar de estarmos há tanto tempo sem a nossa rotina de convivência, ainda conseguimos continuar fazendo isso mesmo virtualmente.

Agradeço à Flávia, à Lucilene e ao Hasenack por terem aceitado o convite para participarem da minha banca.

SUMÁRIO

Resumo	2
Abstract	3
CAPÍTULO 1	4
Introdução Geral	4
Conectividade da paisagem.....	4
Os negligenciados Campos do sul do Brasil.....	4
Modelos hierárquicos de ocupação de sítios.....	5
Amostragem acústica passiva.....	6
Limitações e decisões amostrais e analíticas no presente trabalho.....	7
Espécies-focais.....	8
Objetivos, hipóteses e predições.....	8
Estrutura da dissertação.....	9
Referências Bibliográficas	10
CAPÍTULO 2	14
Abstract.....	14
Introduction.....	15
Material and Methods.....	16
Results.....	18
Discussion.....	23
Supplementary material.....	25
References.....	26
CAPÍTULO 3	30
Considerações Finais	30

Resumo

Campos nativos têm sido altamente convertidos para agricultura e silvicultura, o que geralmente acarreta em perda de habitat e fragmentação, afetando também a conectividade da paisagem. O pampa brasileiro se encontra sob um cenário de crescentes ameaças, onde os padrões de ocupação das espécies ainda são pouco conhecidos. Aqui, nós pretendemos avaliar como a paisagem influencia a ocupação de três aves que ocorrem nos campos nativos – *Anumbius annumbi* (cochicho), *Saltator aurantiirostris* (bico-duro) e *Paroaria coronata* (cardeal) – em duas escalas espaciais. Nossa hipótese é que as características da paisagem – quantidade de habitat e conectividade estrutural – influenciam diferentemente a probabilidade de ocupação de cada espécie. Entre a primavera de 2019 e o verão de 2020, nós utilizamos o monitoramento acústico passivo para amostrar 40 sítios, distantes entre si cerca de 1 km, em cinco áreas de estudo, localizadas na porção oeste do Pampa brasileiro, Rio Grande do Sul, Brasil. Em cada sítio amostral, nós instalamos um gravador de som automatizado, programado para gravar um minuto a cada 15 min, acompanhado de um datalogger para registrar temperatura e umidade. Nós avaliamos as probabilidades de detecção e de ocupação utilizando modelos de ocupação de sítio do tipo single-season, incluindo porcentagem de habitat e conectividade como covariáveis espaciais, e umidade e temperatura como covariáveis temporais. Em relação à probabilidade de detecção, o melhor modelo estimou um grande efeito positivo da umidade para *S. aurantiirostris* e *P. coronata*. Para a probabilidade de ocupação, todas as variáveis de paisagem foram não estatisticamente significativas. Entretanto, o melhor modelo para *P. coronata* estimou um efeito negativo marginalmente não-significativo da porcentagem de floresta na ocupação da espécie.

Palavras-chave: *Anumbius annumbi*, conectividade estrutural, detecção acústica, modelos de ocupação, *Paroaria coronata*, *Saltator aurantiirostris*

Abstract

Grasslands have been highly converted into agriculture and silviculture, which usually leads to habitat loss and fragmentation, affecting landscape connectivity. The Brazilian Pampa is under an increasing threat scenario, where species occupancy patterns are still poorly known. Here, we aimed to evaluate how the landscape influences the occupancy of three grassland birds – *Anumbius annumbi* (Firewood-gatherer), *Saltator aurantiirostris* (Golden-billed Saltator), and *Paroaria coronata* (Red-crested Cardinal) – at two spatial scales. We hypothesize that landscape characteristics – habitat amount and structural connectivity – influence differently the occupancy probability of each species. Between spring 2019 and summer 2020, we used passive acoustic monitoring to sample 40 sites, distant from each other by approximately 1 km, in five study areas located in the western portion of the Brazilian Pampa, Rio Grande do Sul, Brazil. In each sampling site, we deployed one autonomous sound recorder, programmed to register one minute every 15 min, coupled with a datalogger to register temperature and humidity. We assessed detection and occupancy probability using single-season site occupancy modeling, with habitat percentage and connectivity as spatial covariates, and humidity and temperature as temporal covariates. Regarding detection probability, the best model estimated a large positive influence of humidity for *S. aurantiirostris* and for *P. coronata*. For occupancy probability, all landscape variables were not statistically significant. But the best model for *P. coronata* estimated a marginally non-significant negative effect of forest percentage on species occupancy.

Key-words: acoustic detection, *Anumbius annumbi*, occupancy models, *Paroaria coronata*, *Saltator aurantiirostris*, structural connectivity

INTRODUÇÃO GERAL

Conectividade da paisagem

A conectividade da paisagem foi um conceito originalmente definido por Taylor et al. (1993) como o grau com que a paisagem limita em maior ou menor grau o movimento dos organismos. Essa relação entre a composição, isto é, tipos e quantidades de cada classe de uso e cobertura de solo presente, e a configuração da paisagem, o arranjo espacial que essas classes assumem, confere à paisagem determinada resistência ou permeabilidade (Goodwin & Fahrig 2002). A conectividade é então uma propriedade emergente dessa interação espécie-paisagem, que combina a estrutura física da paisagem com a forma como os organismos respondem a essa estrutura (Crooks & Sanjayan 2006). Dessa forma, não é possível definir determinada paisagem como igualmente conectada para as espécies como um todo, pois a conectividade é completamente dependente da escala, e a escala na qual a paisagem é percebida está condicionada às características da história de vida da espécie considerada (McGarigal & Marks 1994, Tischendorf & Fahrig 2000, Calabrese & Fagan 2004, Crooks & Sanjayan 2006).

À medida que os estudos sobre conectividade da paisagem foram se desenvolvendo, o termo 'conectividade' foi sendo percebido como inconsistente, pouco definido e ambíguo (Tischendorf & Fahrig 2000, Goodwin & Fahrig 2002, Calabrese & Fagan 2004). Por isso, emergiu a necessidade de distinguir explicitamente entre conectividade estrutural e funcional. A abordagem anteriormente mencionada e à qual o conceito original se refere, é a conectividade funcional da paisagem, que leva em conta a habilidade de dispersão do organismo (Taylor et al. 1993, Goodwin & Fahrig 2002, Calabrese & Fagan 2004, Crooks & Sanjayan 2006). Enquanto que a conectividade estrutural desconsidera a resposta comportamental do organismo, focando apenas nas características físicas da paisagem, como tamanho, forma, localização dos fragmentos de hábitat e distância entre fragmentos (Metzger & Décamps 1997, Calabrese & Fagan 2004, Crooks & Sanjayan 2006).

A conectividade da paisagem é fundamental para a viabilidade das populações, já que ao afetar o movimento dos organismos influencia também as dinâmicas populacionais e, conseqüentemente, a estrutura das comunidades (Taylor et al. 1993, Crooks & Sanjayan 2006). Contudo, todo esse debate acerca da conectividade concentra-se em ambientes terrestres, com forte viés para hábitats florestais localizados em zonas temperadas (Crooks & Sanjayan 2006, Correa Ayram et al. 2016). Apesar disso, estudos recentes têm desafiado esse viés, investigando a conectividade em ecossistemas campestres, como savanas, campos de gramíneas e pradarias (Wimberly et al. 2018, Grande et al. 2020, Tirelli et al. 2021) e até no ambiente oceânico (Virtanen et al. 2020).

Os negligenciados Campos do Sul do Brasil

Recentemente, a conversão de áreas campestres para agricultura intensiva e silvicultura tem ocorrido de forma acelerada globalmente, afetando negativamente as propriedades do solo, a cobertura vegetal e a dinâmica hídrica desses ecossistemas

(Overbeck et al. 2007, Bond & Parr 2010, Parr et al. 2014, Murphy et al. 2016). Apesar disso, a conversão desses ambientes é relativamente inconspícua, principalmente quando comparada à das florestas (Bond & Parr 2010, Parr et al. 2014, Murphy et al. 2016). Mensurar a degradação dos campos, nos quais predominam espécies de gramíneas, é mais difícil do que em ambientes florestais, pois a escala de avaliação de estratos campestres exige maior detalhamento. Ainda, a taxa de desmatamento tão utilizada para florestas não é aplicável a ambientes campestres. Além disso, esses biomas campestres, ainda em comparação com os florestais, são menos conhecidos, menos protegidos formalmente por unidades de conservação e muitas vezes negligenciados quanto à sua ecologia e a necessidade da ocorrência de distúrbios com certa frequência, como fogo e pastejo (Alrababah et al. 2007, Overbeck et al. 2007, Bond & Parr 2010, Parr et al. 2014, Murphy et al. 2016).

Dentre os ambientes campestres subtropicais encontra-se a ecorregião da Savana Uruguaia (Olson et al. 2001), que abrange a porção sul do estado do Rio Grande do Sul, no Brasil, todo Uruguai e o nordeste da Argentina. O bioma Pampa, que pertence a essa ecorregião, está entre os ambientes campestres com maior riqueza de espécies vegetais do mundo (Overbeck et al. 2007). Para além de campos de gramíneas, que são a paisagem dominante, também estão presentes formações arbóreas e arbustivas, banhados e afloramentos rochosos (Pillar & Lange 2015). No entanto, assim como os demais ecossistemas campestres, o Pampa ainda é negligenciado e subvalorizado, especialmente em relação à conservação da biodiversidade, já que a política de conservação brasileira é direcionada majoritariamente para ecossistemas florestais (Overbeck et al. 2015). Além disso, existem várias lacunas de conhecimento na região pampeana, entre elas os padrões de ocupação dos organismos (Giulietti et al. 2005).

Modelos hierárquicos de ocupação de sítios

A ocupação de uma espécie é definida como a proporção de sítios amostrais na qual ela está presente, sendo que a metodologia necessária para estimar esse parâmetro é mais facilmente aplicável e menos custosa em relação aos métodos necessários para acessar a abundância da espécie (MacKenzie et al. 2002, 2006). Para elucidar esses padrões de ocupação dos organismos podemos utilizar modelos hierárquicos de ocupação, que são modelos de distribuição de espécies (SDM, sigla em inglês para *Species Distribution Models*) do tipo ocupação-deteção (Guillera-Aroita et al. 2015). Nos modelos hierárquicos dois processos são estimados separadamente: o processo observacional, representado pela probabilidade de deteção (parâmetro ρ) e o processo ecológico, representado pela probabilidade de ocupação (parâmetro ψ) (MacKenzie et al. 2002, Kéry & Royle 2016). Esses modelos consideram a deteção dos organismos como imperfeita, distinguindo um dado de não-deteção de uma ausência, pois é possível que o organismo esteja presente e não seja detectado, devido a falhas no processo observacional (MacKenzie et al. 2002, 2006).

Uma das metodologias possíveis de coleta de dados para a utilização de modelagem hierárquica de ocupação como ferramenta de análise é a amostragem através de monitoramento acústico. Esta amostragem tem vindo a ser cada vez mais utilizada para estudos com organismos vocais, como as aves. Alguns exemplos, incluem

os trabalhos de Sberze et al. (2009) e de Bonanomi (2013) que buscaram comparar a ocupação de aves noturnas na Amazônia, considerando áreas de floresta primária e secundária. Outros trabalhos, procuram comparar delineamentos experimentais, tal como o trabalho de Celis-Murillo et al. (2012), realizado no México, que teve como objetivo comparar a efetividade de dois métodos de amostragem acústica distintos, pontos de escuta e gravações de som, tendo analisado como as probabilidades de detecção para aves comuns e raras diferiram entre os dois métodos, em diferentes tipos de vegetação. Goodwin & Shriver (2010) utilizaram os modelos hierárquicos e a detecção acústica para analisar os efeitos do ruído do tráfego sobre a ocupação de aves florestais. Apesar de todos estudos mencionados modelarem a ocupação a partir de dados acústicos, a amostragem foi distinta, sendo realizada de forma ativa (Goodwin & Shriver 2010), ativa e com uso de playback (Sberze et al. 2009), passiva (Bonanomi 2013) e efetuando uma comparação entre ambas (Celis-Murillo et al. 2012). Trabalhos com outros taxa incluem por exemplo o trabalho de Pellet & Schmidt (2005), que estimaram a ocupação de quatro espécies de anuros a partir de variáveis da paisagem, o de Smith et al. (2019), que através de modelos de ocupação avaliaram como morcegos insetívoros usam áreas agrícolas na América do Norte em períodos de escassez de água, o de Miller & Miller (2018), que investigaram a ocupação sazonal e a migração diurna vertical de baleias-cachalote e o de Kalan et al. (2015) que avaliaram o uso potencial de um algoritmo para detecção automatizada de três espécies de primatas com o objetivo de estimar ocorrência das espécies.

Amostragem acústica passiva

A amostragem acústica baseada na instalação de gravadores autônomos, também chamada de monitoramento acústico passivo (PAM, sigla em inglês para *Passive Acoustic Monitoring*) é utilizada em diversos estudos (Frommolt et al. 2008, Dawson & Efford 2009, Sberze et al. 2009, Celis-Murillo et al. 2012, Bonanomi 2013, Frommolt & Tauchert 2014). Este tipo de amostragem está cada vez mais difundido e facilitado principalmente em função do desenvolvimento tecnológico, com gravadores que registram em boa qualidade, cada vez menores, mais leves e mais acessíveis de serem adquiridos, como é o caso do Audiomoth (Hill et al. 2018). Além disso, é um método não-invasivo, que permite detectar a presença de espécies com o mínimo de interferência possível, sem a necessidade de observação ou escuta ativa. Portanto, não depende da habilidade do observador em identificar a espécie somente no local de amostragem, o que possibilita a repetibilidade desses estudos, tanto no espaço quanto no tempo, já que não há dependência e nem viés de um determinado especialista.

Esse método permite o armazenamento dos dados acústicos para quaisquer verificações necessárias, garantindo a repetibilidade do experimento científico para estudos posteriores, como por exemplo rever as identificações das espécies, além de possibilitar amostragens simultâneas e de longa duração (Frommolt et al. 2008, Celis-Murillo et al. 2012, Frommolt & Tauchert 2014, Gibb et al. 2019).

Limitações e decisões amostrais e analíticas no presente trabalho

Para o presente estudo, haviam sido selecionadas inicialmente 10 espécies de aves Passeriformes, a partir dos seguintes critérios: a) não ser ameaçada em nenhum nível (global, nacional, estadual); b) distribuição coerente com a área de estudo; c) possuir vocalização facilmente identificável; d) ter ocorrência em áreas campestres; e) não ser migratória. Entretanto, após a coleta de dados constatou-se que apenas três dessas espécies foram detectadas em uma proporção satisfatória para a realização da modelagem hierárquica de ocupação.

Quando o método de monitoramento acústico passivo é utilizado, um dos desafios que emerge é a grande quantidade de dados gerados e que precisam ser analisados. Tendo isso em vista, inicialmente, explorou-se a detecção automatizada das espécies de interesse. A área da bioacústica tem se expandido bastante nos últimos anos e conjuntamente com a demanda por softwares capazes de realizar a identificação automatizada das espécies. Esse crescimento da área também se reflete na profusão de pacotes e softwares desenvolvidos recentemente. Para a exploração dessa metodologia, foram utilizados os pacotes *seewave* (Sueur et al. 2008), *tuneR* (Ligges et al. 2018), *monitoR* (Hafner & Katz 2018) e *warbleR* (Araya-Salas & Smith-Vidaurre 2017) no ambiente R (R Core Team 2020). Durante esse processo foi possível perceber a complexidade e as diversas etapas manuais que estão inclusas dentro de uma detecção automatizada. Inicialmente cria-se um template a partir de uma boa gravação da espécie-alvo, a qual servirá de modelo para que o software realize uma varredura nos arquivos de som coletados em busca de uma correlação equivalente a uma detecção (Katz et al. 2016). O template pode ser de pontos binários, com porções do espectrograma delimitadas como vocalização (pontos 'on') e não-vocalização (pontos 'off') ou pode ser do tipo template de correlação, no qual toda a área do espectrograma selecionada pelo usuário será considerada (Katz et al. 2016). Após a criação do template, devem ser realizados vários testes para garantir a detecção adequada da espécie-alvo, com baixa proporção de erros falsos positivos e falsos negativos. Para a realização desses testes é necessário uma parcela de gravações que contemple presenças e ausências da vocalização da espécie-alvo para que o algoritmo seja ensinado, já que esses pacotes envolvem o machine learning. Um algoritmo bom e bem treinado precisa de uma quantidade de dados-teste considerável para realizar a identificação corretamente. É importante considerar que todos esses processos de criação e ajuste do template até o treinamento do algoritmo deve ser realizado pra cada espécie que se pretende identificar.

No caso do presente trabalho eram, inicialmente, múltiplas espécies de interesse, com vocalizações bastante moduladas e com algumas variações intraespecíficas na duração e frequência dos pulsos, portanto um problema que emergiu era como produzir um template que abarcasse essas variações, mas que elas não resultassem em identificações incorretas. Outra constatação foi que uma grande parcela dos dados coletados em campo seria utilizada apenas como treinamento do algoritmo. Após esse percurso exploratório da detecção automatizada, e a partir desses questionamentos suscitados, constatamos que a detecção automatizada é bastante promissora, mas é mais cabível em estudos com uma única espécie-alvo cuja vocalização seja estereotipada

(minimizando eventuais variações de frequência nos pulsos) e com uma base de dados coletados volumosa, capaz de suprir a necessidade do algoritmo e ainda restar uma boa quantidade de dados para serem analisados. Em função disso, para o presente estudo optamos por realizar a identificação manual das vocalizações. A detecção manual utilizada consistia em gerar espectrogramas (gráficos de frequência x tempo) para todos os arquivos de 1 minuto e realizar a identificação visual através do formato, frequência e duração do pulso. Os arquivos de som eram ouvidos em caso de dúvida e algumas gravações foram verificadas e tiveram sua identificação confirmada por um especialista.

Espécies-focais

O cochicho, *Anumbius annumbi* (Vieillot, 1817), pertencente à família Furnariidae, é uma espécie comum que habita áreas abertas incluindo campos nativos, campos sazonalmente úmidos, áreas de pastagens e áreas arbustivas secundárias (Azpiroz 2012, Stotz et al. 1996). Nidifica em ninhos de gravetos construídos em árvores ou até mesmo cercas (Azpiroz 2012). É classificada na categoria 3, quanto ao uso dos campos nativos do sudeste da América do Sul por (Azpiroz et al. 2012), o que indica que a espécie faz uso extensivo desses ambientes campestres em algumas subregiões. De acordo com Stotz et al. (1996), é uma espécie com sensibilidade média, o que significa que a vulnerabilidade da espécie a distúrbios antrópicos é média.

O bico-duro, *Saltator aurantiirostris* Vieillot, 1817, pertencente à família Thraupidae, é bastante comum, habitando diversos ambientes, principalmente bordas de mata, áreas arbustivas mais densas e com árvores esparsas (Ridgely & Tudor 1989, Azpiroz 2012). Também habita florestas decíduas tropicais e florestas secundárias (Stotz et al. 1996). Apresenta baixa sensibilidade (Stotz et al. 1996).

O cardeal, *Paroaria coronata* (Miller, 1776), também da família Thraupidae, é comumente encontrado em áreas semiabertas com arbustos e árvores esparsas (Ridgely & Tudor 1989, Stotz et al. 1996, Azpiroz 2012), sendo mais abundante próximo à água, mas não restrita a ela (Ridgely & Tudor 1989). A espécie forrageia no solo, em áreas abertas. Há evidência de que suas populações declinaram devido à pressão de captura ilegal (Ridgely & Tudor 1989, Stotz et al. 1996, Azpiroz 2012). Apresenta baixa sensibilidade (Stotz et al. 1996).

Objetivo, hipótese e predições

O nosso objetivo principal é compreender o efeito da paisagem sobre a ocupação de cochicho, *Anumbius annumbi*, bico-duro, *Saltator aurantiirostris* e cardeal, *Paroaria coronata*, três espécies de aves não-ameaçadas, no ambiente campestre do Pampa do sul do Brasil, com base em dados de detecção acústica, utilizando preditores da paisagem para inferir conectividade estrutural. Os objetivos específicos são: (i) determinar as variáveis que influenciam na detecção das espécies; (ii) determinar as variáveis que influenciam na ocupação das espécies, em duas escalas distintas; (iii) avaliar a influência da quantidade e da conectividade estrutural de determinado hábitat sobre as espécies, em duas escalas distintas; (iv) avaliar a sensibilidade local das diferentes espécies às áreas antrópicas.

Nossa hipótese é que as covariáveis microclimáticas afetam a probabilidade de detecção das espécies e que as características da paisagem, como quantidade de hábitat e conectividade estrutural, influenciam diferentemente a probabilidade de ocupação de cada espécie.

Nós esperamos que a probabilidade de ocupação de *A. annumbi* responda positivamente à cobertura de campos nativos e à sua conectividade pelo fato de fazer uso extensivo de campos nativos na região sudeste da América do Sul (Aziproz et al. 2012). Áreas agrícolas e pastagens são consideradas hábitat para a espécie (Stotz et al. 1996), entretanto Goijman et al. (2015) em um estudo recente realizado em áreas de agricultura na Argentina, demonstraram que a espécie foi negativamente afetada por plantações, portanto nós esperamos que a probabilidade de ocupação de *A. annumbi* reduza nas áreas modificadas.

Nós esperamos que a probabilidade de ocupação de *S. aurantirostris* responda positivamente à cobertura florestal, por ser uma espécie granívora-frugívora (Goijman et al. 2015) que forrageia no sub-bosque e na copa das árvores (Stotz et al. 1996).

Em relação à *P. coronata*, esperamos que a sua probabilidade de ocupação responda positivamente à cobertura campestre e à conectividade, por ser uma espécie granívora (Goijman et al. 2015) que forrageia em áreas abertas e semiabertas, e que responda negativamente à cobertura florestal.

Estrutura da dissertação

Esta dissertação encontra-se estruturada em sumário, capítulo 1, contendo uma introdução geral, capítulo 2 incluindo um manuscrito a ser submetido para periódico indexado com revisão por pares e capítulo 3 com as considerações finais.

O capítulo 2 foi estruturado no formato de artigo científico intitulado "Grassland connectivity for non-threatened birds: occupancy modeling through passive acoustic monitoring", a ser submetido ao periódico *Biota Neotropica* e, como tal encontra-se formatado de acordo com as suas regras para artigos disponíveis em <https://www.scielo.br/journal/bn/about/#instructions>.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALRABABAH, M.A., ALHAMAD, M.A., SUWAILEH, A. & AL-GHARAIBEH, M. 2007. Biodiversity of semi-arid Mediterranean grasslands: Impact of grazing and afforestation. *Appl. Veg. Sci.* 10(2):257–264.
- ARAYA-SALAS, M. & SMITH-VIDAURRE, G. 2017. warbleR: an r package to streamline analysis of animal acoustic signals. *Methods Ecol. Evol.* 8,:184-191.
- AZPIROZ, A.B. 2012. Aves de las Pampas y Campos de Argentina, Brasil y Uruguay. Una guía de identificación. PRESSUR, Nueva Helvecia, Uruguay.
- AZPIROZ, A.B., ISACCH, J P., DIAS, R A., DI GIACOMO, A.S., FONTANA, C.S., & PALAREA, C.M. 2012. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *J. Field Ornithol.* 83(3):217-246.
- BONANOMI, J. 2013. Fatores ambientais influenciando a ocorrência e detecção de aves noturnas na Amazônia central. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia, Manaus.
- BOND, W.J. & PARR, C.L. 2010. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biol. Conserv.* 143(10):2395–2404.
- CALABRESE, J.M. & FAGAN, W.F. 2004. A comparison-shopper’s guide to connectivity metrics. *Front. Ecol. Environ.* 2(10):529–536.
- CELIS-MURILLO, A., DEPPE, J.L., & WARD, M.P. 2012. Effectiveness and utility of acoustic recordings for surveying tropical birds. *J. Field Ornithol.* 83(2):166-179.
- CORREA AYRAM, C.A., MENDOZA, M.E., ETTER, A. & SALICRUP, D.R.P. 2016. Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. *Prog. Phys. Geogr. Earth Environ.* 40(1):7–37.
- CROOKS, K.R. & SANJAYAN, M., eds. 2006. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- DAWSON, D.K., & EFFORD, M.G. 2009. Bird population density estimated from acoustic signals. *J. Appl. Ecol.* 46(6):1201-1209.
- FROMMOLT, K.H., TAUCHERT, K.H., & KOCH, M. 2008. Advantages and disadvantages of acoustic monitoring of birds—realistic scenarios for automated bioacoustic monitoring in a densely populated region. In: *Computational Bioacoustics for Assessing Biodiversity*. pp. 83-92.
- FROMMOLT, K.-H. & TAUCHERT, K.-H. 2014. Applying bioacoustic methods for long-term monitoring of a nocturnal wetland bird. *Ecol. Inform.* 214–12.
- GIBB, R., BROWNING, E., GLOVER-KAPFER, P., & JONES, K.E. 2019. Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. *Methods Ecol. Evol.* 10(2):169-185.
- GIULIETTI, A.M., HARLEY, R.M., DE QUEIROZ, L.P., WANDERLEY, M.D.G.L. & VAN DEN BERG, C. 2005. Biodiversity and conservation of plants in Brazil. *Conserv. Biol.* 19(3):632–639.

- GOIJMAN, A.P., CONROY, M.J., BERNARDOS, J.N., & ZACCAGNINI, M.E. 2015. Multi-season regional analysis of multi-species occupancy: implications for bird conservation in agricultural lands in east-central Argentina. *PLoS one* 10(6):e0130874.
- GOODWIN, B.J. & FAHRIG, L. 2002. How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos* 99(3):552–570.
- GOODWIN, S.E. & SHRIVER, W.G. 2010. Effects of traffic noise on occupancy patterns of forest birds: birds and traffic noise. *Conserv. Biol.* 25(2):406–411.
- GRANDE, T.O., AGUIAR, L.M.S. & MACHADO, R.B. 2020. Heating a biodiversity hotspot: connectivity is more important than remaining habitat. *Landsc. Ecol.* 35(3):639–657.
- GUILLERA-ARROITA, G., LAHOZ-MONFORT, J.J., ELITH, J., GORDON, A., KUJALA, H., LENTINI, P.E., MCCARTHY, M.A., TINGLEY, R. & WINTLE, B.A. 2015. Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications: Matching distribution models to applications. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24(3):276–292.
- HAFNER, S., & KATZ, J. 2018. *_monitoR: Acoustic template detection in R_*. R package version 1.0.7.
- HILL, A.P., PRINCE, P., PIÑA COVARRUBIAS, E., DONCASTER, C.P., SNADDON, J.L. & ROGERS, A. 2018. AudioMoth: Evaluation of a smart open acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. *Methods Ecol. Evol.* 9(5):1199–1211.
- KALAN, A.K., MUNDRY, R., WAGNER, O.J., HEINICKE, S., BOESCH, C., & KÜHL, H.S. 2015. Towards the automated detection and occupancy estimation of primates using passive acoustic monitoring. *Ecol. Indic.* 54:217–226.
- KATZ, J., HAFNER, S.D. & DONOVAN, T. 2016. Tools for automated acoustic monitoring within the R package *monitoR*. *Bioacoustics* 25(2):197–210.
- KÉRY, M., & ROYLE, J. A. 2016. Applied hierarchical modelling in ecology—Modeling distribution, abundance and species richness using R and BUGS. In Volume 1: Prelude and Static Models. Elsevier/Academic Press.
- LIGGES, U., KREY, S., MERSMANN, O., & SCHNACKENBERG, S. 2018. *tuneR: Analysis of Music and Speech*.
- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., LACHMAN, G.B., DROEGE, S., ANDREW ROYLE, J. & LANGTIMM, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8):2248–2255.
- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., ROYLE, J.A., POLLOCK, K.H., BAILEY, L.L. & HINES, J.E. 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, Burlington
- MCGARIGAL, K., & MARKS, B.J. 1994. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Version 2.0. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis.
- METZGER, JP., & DÉCAMPS, H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecol.* 18(1):1–12.
- MILLER, B.S., MILLER, E.J. 2018. The seasonal occupancy and diel behaviour of Antarctic sperm whales revealed by acoustic monitoring. *Sci. Rep.* 8,5429 .

- MURPHY, B.P., ANDERSEN, A.N. & PARR, C.L. 2016. The underestimated biodiversity of tropical grassy biomes. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 371(1703):20150319.
- OLSON, D.M., DINERSTEIN, E., WIKRAMANAYAKE, E.D., BURGESS, N.D., POWELL, G.V.N., UNDERWOOD, E.C., D'AMICO, J.A., ITOUA, I., STRAND, H.E., MORRISON, J.C., LOUCKS, C.J., ALLNUTT, T.F., RICKETTS, T.H., KURA, Y., LAMOREUX, J.F., WETTENGEL, W.W., HEDAO, P. & KASSEM, K.R. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51(11):933.
- OVERBECK, G., MULLER, S., FIDELIS, A., PFADENHAUER, J., PILLAR, V., BLANCO, C., BOLDRINI, I., BOTH, R. & FORNECK, E. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 9(2):101–116.
- OVERBECK, G.E., VÉLEZ-MARTIN, E., SCARANO, F.R., LEWINSOHN, T.M., FONSECA, C.R., MEYER, S.T., MÜLLER, S.C., CEOTTO, P., DADALT, L., DURIGAN, G., GANADE, G., GOSSNER, M.M., GUADAGNIN, D.L., LORENZEN, K., JACOBI, C.M., WEISSER, W.W. & PILLAR, V.D. 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *R. Loyola, ed. Divers. Distrib.* 21(12):1455–1460.
- PARR, C.L., LEHMANN, C.E.R., BOND, W.J., HOFFMANN, W.A. & ANDERSEN, A.N. 2014. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends Ecol. Evol.* 29(4):205–213.
- PELLET, J. & SCHMIDT, B.R. 2005. Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biol. Conserv.* 123(1):27–35.
- PILLAR, V.D.P. & LANGE, O. (EDS.). 2015. *Os campos do Sul. Rede Campos Sulinos.* UFRGS.
- R CORE TEAM. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RIDGELY, R.S., TUDOR, G. & BROWN, W.L. 1989. *The birds of South America.* 1st ed. University of Texas Press, Austin.
- SBERZE, M., COHN-HAFT, M. & FERRAZ, G. 2010. Old growth and secondary forest site occupancy by nocturnal birds in a neotropical landscape. *Anim. Conserv.* 13(1):3–11.
- SMITH, T.N., FUMAS, B.J., NELSON, M.D., BARTON, D.C., & CLUCAS, B. 2021. Insectivorous bat occupancy is mediated by drought and agricultural land use in a highly modified ecoregion. *Divers. Distrib.*, 27(7):1152-1165.
- STOTZ, D.F., FITZPATRICK, J.W., PARKER III, T.A., & MOSKOVITS, D.K. 1996. *Neotropical birds: ecology and conservation.* University of Chicago Press.
- SUEUR, J., AUBIN, T. & SIMONIS, C. 2008. Seewave, a free modular tool for sound analysis and synthesis. *Bioacoustics* 18(2):213–226.
- TAYLOR, P.D., FAHRIG, L., HENEIN, K., & MERRIAM, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68(3):571-573.
- TIRELLI, F.P., TRIGO, T.C., QUEIROLO, D., KASPER, C.B., BOU, N., PETERS, F., ... & EIZIRIK, E. 2021. High extinction risk and limited habitat connectivity of Muñoa's pampas cat, an endemic felid of the Uruguayan Savanna ecoregion. *J. Nat. Conserv.* 62:126009.
- TISCHENDORF, L., & FAHRIG, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90(1):7-19.

- VIRTANEN, E.A., MOILANEN, A. & VIITASALO, M. 2020. Marine connectivity in spatial conservation planning: analogues from the terrestrial realm. *Landscape Ecol.* 35:1021–1034 .
- WIMBERLY, M.C., NAREM, D.M., BAUMAN, P.J., CARLSON, B.T., & AHLERING, M.A. 2018. Grassland connectivity in fragmented agricultural landscapes of the north-central United States. *Biol. Conserv.* 217:121-130.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo realizou modelagem de ocupação de sítios para três espécies de aves não ameaçadas a partir de dados obtidos com amostragem acústica passiva. Umidade e temperatura foram utilizadas como covariáveis para estimar a probabilidade de detecção e métricas de paisagem, como a distância euclidiana entre fragmentos vizinhos mais próximos e a quantidade de hábitat, foram utilizadas como covariáveis para estimar a probabilidade de ocupação das espécies.

A hipótese de que as variáveis microclimáticas exerceriam influência sobre a probabilidade de detecção foi corroborada, pois a umidade relativa do ar afetou significativamente e de forma positiva a probabilidade de detecção de *P. coronata* e *S. aurantirostris*. Enquanto que nenhuma das covariáveis de paisagem apresentou efeitos significativos ($p < 0.05$) para nenhum dos modelos criados para as espécies. Entretanto, considerando efeitos marginalmente não-significativos ($0.2 < p < 0.05$), a porcentagem de cobertura florestal foi a que mais se aproximou da significância estatística, indicando particularmente uma tendência de efeito negativo sobre a probabilidade de ocupação de *P. coronata*. No caso deste resultado ser mais do que uma provável tendência, então nossa previsão será corroborada.

Existem diversas métricas para quantificar conectividade da paisagem, das mais simples às mais complexas, que avaliam conectividade estrutural ou funcional. Nenhuma métrica de conectividade é inerentemente ruim, mas é crucial que as métricas escolhidas estejam adequadas ao que se pretende avaliar no estudo. Embora a distância euclidiana entre fragmentos vizinhos mais próximos tenha já sido utilizada com sucesso em vários estudos, é possível que esta métrica não tenha sido adequada à estrutura da paisagem pampeana ou às escalas espaciais analisadas para as nossas espécies focais. Por esse motivo, esta e outras variáveis e escalas deverão ser testadas no futuro para confirmar ou contrapor os resultados aqui obtidos. Além disso, cerca de 30 pontos amostrais, não analisados por questões de restrições de tempo, deverão ser adicionados à amostra, eventualmente contribuindo para aumentar o poder estatístico das análises.