



LUCIANO LOPES MARQUES

**EFEITO DO PASTEJO, ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO E IMPACTOS
ANTRÓPICOS SOBRE A OCORRÊNCIA DE AVES AMEAÇADAS DE
EXTINÇÃO EM BREJOS E CAMPOS ÚMIDOS NO PAMPA BRASILEIRO**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PAMPA

São Gabriel

2024

LUCIANO LOPES MARQUES

**EFEITO DO PASTEJO, ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO E IMPACTOS
ANTRÓPICOS SOBRE A OCORRÊNCIA DE AVES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO
EM BREJOS E CAMPOS ÚMIDOS NO PAMPA BRASILEIRO**

Dissertação de mestrado apresentado ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pampa, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Carlos Benhur Kasper

São Gabriel

2024

FICHA CATALOGRÁFICA

Marques, Luciano Lopes

EFEITO DO PASTEJO, ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO E
IMPACTOS ANTRÓPICOS SOBRE A OCORRÊNCIA DE AVES
AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO EM BREJOS E CAMPOS
ÚMIDOS NO PAMPA BRASILEIRO

/ Luciano Lopes Marques – Rio Grande do Sul: UNIPAMPA, *campus*
São Gabriel, 2024.

Orientador: Carlos Benhur Kasper

Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Pampa, Ciências
Biológicas Campus São Gabriel, 2024.

1. Zoologia. 2. Ornitologia. 3. Campos. I. KASPER, Carlos Benhur. II.
Universidade Federal do Pampa, *Campus* São Gabriel, Dissertação de
Mestrado.

LUCIANO LOPES MARQUES

**EFEITO DO PASTEJO, ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO E IMPACTOS
ANTRÓPICOS SOBRE A OCORRÊNCIA DE AVES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO
EM BREJOS E CAMPOS ÚMIDOS NO PAMPA BRASILEIRO**

Dissertação de mestrado apresentado
ao Programa de Pós-graduação em
Ciências Biológicas da Universidade
Federal do Pampa, como requisito
parcial para obtenção do Título de
Mestre em Ciências Biológicas.

Área de concentração: Ciências
Biológicas

Dissertação defendida e aprovada em 15/02/2024

Banca examinadora:

Prof. Dr. Carlos Benhur Kasper
Orientador

Dr. Jan Karel Felix Mahler Junior (SEMA-RS)

Dra. Lucilene Inês Jacoboski (UFRGS)

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal do Pampa e ao Laboratório de Biologia de Mamíferos e Aves (LABIMAVE) pela oportunidade de desenvolvimento do mestrado, bem como à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES); Ao Dr. Felipe Zilio pelas considerações e sugestões, desde primeiras versões do capítulo 1. Um agradecimento aos amigos e colegas membros e ex-membros do LABIMAVE, pelo auxílio e troca de experiências. Agradeço também ao amigo José Paulo Souto Dias e família pelo acesso a parte da área de estudo, assim como a todos os demais proprietários que permitiram o acesso às suas terras. Agradeço imensamente a minha família e amigos pelo apoio e incentivo durante o desenvolvimento do mestrado, especialmente ao meu pai, Adão Fernando Miranda Marques, pelo auxílio imprescindível no acesso às áreas de amostragem. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

RESUMO

Muitas das espécies de aves campestres apresentam preferências, ou mesmo dependência, em relação à estrutura do hábitat, principalmente à vegetação. As atividades antrópicas interagem com fatores ambientais, modificando a estrutura do hábitat e influenciando a composição de espécies e abundância de aves. No Pampa Brasileiro, a principal atividade antrópica sobre os campos nativos remanescentes é a pecuária extensiva, que molda a estrutura da vegetação, principalmente por meio da carga animal e estratégias de manejo empregadas. A maioria das espécies de aves campestres ameaçadas de extinção desta região é sensível à estrutura da vegetação e habita principalmente pastagens altas, brejos e campos úmidos. Porém, estes ambientes vêm sendo modificados, não só pela pecuária, mas por crescentes culturas, como a da soja e do eucalipto. Foram realizados 2 estudos, onde 1) comparou-se a avifauna de campos nativos sob intensidade de pastejo moderada, baixa e exclusão de pastejo, com maior foco nas espécies ameaçadas; e 2) procurou-se entender os efeitos da estrutura da vegetação, dimensões físicas e impactos antrópicos na ocorrência de nove espécies ameaçadas de extinção ocorrentes em banhados e campos úmidos da região central do Pampa. A riqueza observada nas áreas do primeiro estudo, variando de 50 a 54 espécies, foi praticamente a mesma sob as diferentes intensidades de pastejo. Já a composição de espécies e suas abundâncias foram influenciadas pelas diferentes intensidades. Espécies de grama alta, como *Cistothorus platensis* e *Emberizoides herbicola* foram favorecidas pela baixa intensidade e exclusão de pastejo, enquanto espécies de hábitos amplos e grama curta, como *Anthus hellmayri* e *Vanellus chilensis*, foram favorecidas pela intensidade moderada. A baixa intensidade de pastejo aparentemente não afetou a ocorrência de espécies ameaçadas dependentes de pastagens altas. Apesar da importância da exclusão de pastejo para espécies ameaçadas, o avanço de vegetação lenhosa sob esta condição está modificando o ambiente e espécies mais relacionadas a capoeiras e bordas de mata, como *Cyanoloxia glaucocaerulea* e *Campstostoma obsoletum*, foram registradas. Nos brejos e campos úmidos, avaliados principalmente no segundo estudo, as espécies ameaçadas de extinção foram favorecidas por maiores disponibilidades de hábitat e pela ocorrência desses dois tipos de ambientes e pela vegetação associada. Caboclinhos (*Sporophila* sp.) e papa-moscas (como *Culicivora caudacuta*), por exemplo, foram favorecidos pelas gramíneas altas, enquanto *Xanthopsar flavus* e *Limnoctites rectirostris*, dentre outras, foram favorecidas pelos

gravatás. Praticamente todas as espécies são aparentemente favorecidas por uma cobertura de arbustos moderada, enquanto o aumento da vegetação lenhosa e da ocorrência de impactos antrópicos, principalmente a construção de açudes e drenagens sobre o hábitat, as impactou negativamente. Estes resultados reforçam a importância da conservação de campos úmidos, brejos e campos nativos de modo geral para a ocorrência de aves campestres ameaçadas de extinção. A adoção de estratégias de manejo que mantenham a estrutura da vegetação adequada à ocorrência destas espécies é essencial para a manutenção de suas populações na região, bem como o respeito às reservas legais, áreas de preservação permanente e implementação de unidades de conservação.

PALAVRAS-CHAVE: avifauna, campos, gado, banhados, conservação.

ABSTRACT

Many species of grassland birds show preferences, or even dependence, in relation to the structure of the habitat, especially in relation to vegetation. Human activities interact with environmental factors, modifying the habitat structure and, influencing the composition of the bird community. In the Brazilian Pampa, the main anthropogenic activity on the remaining native grasslands is extensive livestock farming, which shapes the vegetation structure, mainly through animal load and management strategies employed. Most of the endangered grassland bird species in this region are sensitive to vegetation structure and inhabit tall grasslands, marshes and wet grasslands. However, these environments have been modified, in addition to livestock farming, by growing crops, such as soybeans and eucalyptus. In this context I made 2 studies: 1) comparing the birdlife of native grasslands under moderate and low grazing intensity and grazing exclusion, with focus on threatened species; and 2) evaluating the effects of vegetation structure, physical dimensions and anthropogenic impacts on the occurrence of nine endangered species, inhabiting marshes and humid grasslands in the central portion of the Brazilian Pampas. The bird richness, varying from 50 to 54 species, was practically the same under different grazing intensities. However, composition and abundances of the bird community were influenced by different grazing intensities. Tall grass species, such as *Cistothorus platensis* and *Emberizoides herbicola* were favored by low intensity and grazing exclusion, while broad-habited and short grass species, such as *Anthus hellmayri* and *Vanellus chilensis*, were favored by moderate intensity. Low grazing intensity apparently did not affect the occurrence of threatened species dependent on tall grasslands. Despite the importance of excluding grazing for threatened species, the encroachment of woody vegetation under this condition is modifying the environment and species associated to woody vegetation and forest edges, such as *Cyanoloxia glaucocaerulea* and *Campstostoma obsoletum*, were recorded. In marshes and humid grasslands, evaluated deeply in the second study, endangered species were favored by greater habitat availability and the occurrence, mainly, of these two types environments and vegetation the associated. Capuchino seedeaters (*Sporophila* sp.) and flycatchers (such as *Culicivora caudacuta*), for example, were favored by tall grasses, while *Xanthopsar flavus* and *Limnoctites rectirostris*, among others, were favored by gravatas. Practically all species apparently are positively related to a moderate shrub cover. On the other hand, the increase in woody vegetation and the

occurrence of anthropogenic impacts, mainly the construction of dams and drainages over the habitat, have negatively impacted on them. These results reinforce the importance of preserved humid grasslands, marshes and native grasslands in general, for the occurrence of endangered grassland birds. The adoption of management strategies that maintain the vegetation structure suitable for the occurrence of these species is essential for maintaining their populations in the region, as well as the respect for legal reserves, permanent preservation areas and the implementation of conservation units.

KEYWORDS: birdlife, grasslands, livestock, wetlands, conservation.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

- Figura 1:** Localização dos três transectos utilizados para avaliação da comunidade de aves em um gradiente de intensidades de pastejo sobre campos nativos do Pampa Brasileiro. CP) campo com pecuária; RCG) reserva com gado; RSG) reserva sem gado.....30
- Figura 2:** Ambientes que compõem a área de estudo. Reserva sem gado (RSG) acima, reserva com gado (RCG) ao centro, e campo com pecuária (CP) abaixo.....32
- Figura 3:** Gráfico gerado através de escalonamento multidimensional utilizando índice de Bray-Curtis, comparando a avifauna de um CP) campo com pecuária, RCG) reserva com gado, RSG) reserva sem gado.....38
- Figura 4:** Gráfico gerado por escalonamento multidimensional utilizando índice de Jaccard, comparando a avifauna de um CP) campo com pecuária, RCG) reserva com gado, RSG) reserva sem gado.....39

ARTIGO 2

- Figura 1:** Mapa de localização, destacando os municípios que fazem parte da região de estudo, bem como a distribuição das áreas de amostragem (n= 44). Diversas áreas aparecem sobrepostas, pois o distanciamento mínimo de 1 km entre elas não fica evidente no mapa, dada a sua escala. Além disso, os círculos que as representam estão fora da escala do mapa, para que seja possível visualizá-los.....61
- Figura 2:** Gráfico gerado através de análise de componentes principais (PCA) entre os dados de uso do solo no entorno dos brejos/campos úmidos e registros das espécies de aves avaliadas.....75
- Figura 3:** Gráfico gerado através de análise de componentes principais (PCA) entre os dados de impactos antrópicos exercidos sobre os brejos/campos úmidos e os registros das espécies de aves de interesse do estudo.....77
- Figura 4:** Gráficos de dispersão mostrando as principais correlações positivas significativas entre os números de espécies (riquezas) e números de indivíduos (abundâncias) das espécies avaliadas e variáveis de vegetação e dimensões físicas dos brejos e campos úmidos.....81
- Figura 5:** Gráficos de dispersão mostrando as principais correlações negativas significativas entre os números de espécies (riquezas) e números de indivíduos (abundâncias) das espécies avaliadas

e variáveis de vegetação dos brejos e campos úmidos. Também são apresentados os gráficos de dispersão exibindo as correlações negativas com o número de categorias de impactos antrópicos identificadas em cada ponto de observação.....82

Figura 6: Gráfico gerado através de análise de componentes principais (PCA) entre os registros de cada espécie e os dados de vegetação provenientes das amostragens de perfis da vegetação....86

Figura 7: Gráfico gerado através de análise de componentes principais (PCA) entre os registros de cada espécie e os dados de vegetação provenientes das amostragens de quadrantes da vegetação.....86

Figura 8: Gráficos de dispersão exibindo as principais correlações positivas significativas entre as espécies alvo do estudo e variáveis de vegetação e cobertura do solo dos brejos e campos úmidos.....87

Figura 9: Gráficos de dispersão exibindo as principais correlações negativas significativas entre as espécies de aves avaliadas e variáveis de vegetação dos brejos e campos úmidos (a e b). Também são exibidas as principais correlações positivas significativas para as dimensões físicas dos brejos e campos úmidos.....88

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela I: Espécies registradas no campo com pecuária (CP), reserva com gado (RCG) e reserva sem gado (RSG) e as suas frequências (Frq) (% de amostragens em que a espécie foi registrada na área) e abundâncias (média de indivíduos por amostragem = n° de indivíduos/13).....34

Tabela II: Riqueza, número de indivíduos e índice de diversidade de Shannon (H') para três ambientes no município de São Gabriel, Rio Grande do Sul, Brasil: CP (campo com pecuária); RCG (reserva com gado); RSG (reserva sem gado).....37

Tabela III: Espécies ameaçadas, ou quase ameaçadas de extinção registradas em três ambientes do município de São Gabriel, Rio Grande do Sul, Brasil: CP (campo com pecuária); RCG (reserva com gado); RSG (reserva sem gado); NT (quase ameaçada); VU (vulnerável); EM (em perigo); RS (Rio Grande do Sul); BR (Brasil); GL (global).....40

ARTIGO 2

Tabela I: Números absolutos e porcentagens relativas ao total de áreas de estudo e pontos de amostragem por riqueza de espécies.....67

Tabela II: Números totais de indivíduos registrados de cada espécie, números totais de áreas de estudo e pontos de amostragem com registro de cada espécie e médias de indivíduos registrados por área de estudo e por ponto de observação.....67

Tabela III: intervalo e média de altura da vegetação, tipos de vegetação predominante de acordo com amostragens de perfis (P) e quadrantes (Q), intervalos e médias de cobertura de cada tipo de vegetação, medidos nos pontos de amostragem com registro de cada espécie de ave.....68

Tabela IV: intervalos de largura do ponto de observação, do comprimento total do brejo (em metros) e da área (em hectares) ocupada por ambiente brejoso nos raios de 100 metros e de 500 metros em relação ao ponto de observação e ao centro da área de estudo, respectivamente. Os dados são apresentados considerando os locais com registro de cada espécie. Os valores entre parênteses consistem nas médias.....70

Tabela V: Porcentagens de indivíduos registrados em pontos com relevo ondulado ($n= 90$) e relevo plano ($n= 18$) (valor entre parênteses). Em relação ao uso do solo do entorno dos brejos, são apresentadas as porcentagens de indivíduos registrados em pontos com entorno de campo nativo ($n= 34$), de soja ($n= 61$), de arroz ($n= 6$) e de eucalipto ($n= 5$). Os valores entre parênteses

consistem nas médias de indivíduos registrados por ponto em cada tipo de uso do solo (considerando apenas os pontos com registro de cada espécie).....71

Tabela VI: Valores das correlações e valores P (entre parênteses) obtidos através das regressões lineares simples entre número de espécies, de indivíduos e média de indivíduos por espécie nas áreas de estudo e nos pontos de observação versus variáveis relativas ao uso do solo no entorno dos brejos e ao relevo do local (plano ou ondulado).....73

Tabela VII: Valores das correlações e valores P (entre parênteses) obtidos através de regressões lineares simples entre os registros de cada espécie e variáveis relativas ao uso do solo no entorno dos brejos e ao relevo do local (plano ou ondulado).....74

Tabela VIII: Números de pontos de observação nos quais foram constatadas a ocorrência dos seguintes impactos antrópicos: drenagem artificial, aterro, roçada, presença de gado, sinais de presença de gado, presença de açude e uso recente de fogo. Foram considerados os pontos de observação com registro de cada espécie. Também são apresentados os dados referentes à pontos em que nenhuma espécie de interesse foi registrada, bem como à pontos sem a presença dos impactos avaliados. Os valores entre parênteses consistem na porcentagem de pontos de observação com a ocorrência de determinado impacto em relação ao total de pontos com registro de cada espécie. Os números de amostras de pontos de observação com registro de cada espécie e de cada tipo de impacto estão nos títulos das linhas e colunas, entre parênteses.....76

Tabela IX: Valores das correlações e valores P (entre parênteses) obtidos através de regressões lineares simples entre o número de espécies, de indivíduos e média de indivíduos por espécie nas áreas de estudo e nos pontos de observação versus variáveis ambientais de vegetação, dimensões dos brejos e presença de impactos antrópicos.....79

Tabela X: Valores das correlações e valores P (entre parênteses) obtidos através de regressões lineares simples entre os registros de cada espécie e variáveis ambientais de vegetação, dimensões físicas dos brejos e presença de impactos antrópicos.....84

LISTA DE ABREVIATURAS

ARTIGO 1

abund.- abundância;

frq- frequência.

ARTIGO 2

árv.- árvores;

compr.- comprimento;

esp.- espécie;

gram.- gramíneas;

herbác.- herbáceas;

I/P- indivíduos por ponto de observação;

indiv.- indivíduos;

n- número de amostras;

P- perfis de vegetação;

Q- quadrantes;

veg.- vegetação.

LISTA DE SIGLAS

ARTIGO 1

BR- Brasil;

CAPES- Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior;

CBRO- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos;

CP- campo com pecuária;

EN- em perigo;

GL- global;

LABIMAVE- Laboratório de Biologia de Mamíferos e Aves;

NT- quase ameaçada;

RCG- reserva com gado;

RS- Rio Grande do Sul;

RSG- reserva sem gado;

VU- vulnerável.

ARTIGO 2

AOB- área ocupada por brejos;

APP- área de preservação permanente;

CAPES- Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior;

LABIMAVE- Laboratório de Biologia de Mamíferos e Aves;

PCA- Análise de Componentes Principais.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	18
2. OBJETIVOS.....	22
2.1. OBJETIVO GERAL.....	22
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	22
3. REFERÊNCIAS.....	23
4. ARTIGO 1.....	28
4.1. INTRODUÇÃO.....	30
4.2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	31
4.2.1. Área de estudo.....	31
4.2.2. Amostragem.....	35
4.2.3. Análise de dados.....	35
4.3. RESULTADOS.....	36
4.4. DISCUSSÃO.....	42
4.4.1. Riqueza e composição de espécies.....	42
4.4.2. Abundância nos diferentes ambientes.....	44
4.4.3. Presença de espécies ameaçadas ou raras.....	47
4.4.4. Observações adicionais sobre a reprodução de algumas espécies.....	48
4.5. CONCLUSÕES.....	49
4.6. AGRADECIMENTOS.....	49
4.7. REFERÊNCIAS.....	50
5. ARTIGO 2.....	56
5.1. INTRODUÇÃO.....	59

5.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	63
5.2.1. Área de estudo.....	63
5.2.2. Amostragem.....	65
5.2.3. Análise de dados.....	68
5.3. RESULTADOS.....	69
5.4. DISCUSSÃO.....	93
5.5. CONCLUSÕES.....	105
5.6. REFERÊNCIAS.....	106
6. CONCLUSÕES GERAIS.....	113

1. INTRODUÇÃO GERAL

A vegetação campestre e arbustiva é predominante no território do Rio Grande do Sul, cobrindo as paisagens abertas, principalmente na sua metade sul (Pillar et al., 2009). Nesta região e em parte do noroeste do Estado, os campos estão inseridos na ecorregião da Savana Uruguaia, que se estende ainda por todo o Uruguai (Olson et al., 2001; WWF, 2017). Esta ecorregião é parte do Bioma Pampa, que inclui também os campos do leste e nordeste da Argentina (Overbeck et al., 2015). Apesar de se tratar de um mesmo bioma, a paisagem varia ao longo do Pampa, resultado da combinação de diferentes fatores como relevo e tipo de solo (Hasenack et al., 2023). Na região central do Pampa brasileiro, a paisagem é caracterizada por um relevo que varia entre ondulado e suavemente ondulado, geralmente tornando-se plano ao longo de rios e riachos (Da Costa, 2021; Hasenack et al., 2023). A vegetação, predominantemente campestre, apresenta matas, geralmente acompanhando cursos d'água (matas ciliares) ou dispostas em fragmentos chamados capões de mata (Pillar et al., 2009; Pillar & Lange, 2015). Nas partes baixas de relevos ondulados, entre as coxilhas, frequentemente desenvolvem-se campos úmidos e brejos, contrastando com os campos secos circundantes. Estes brejos e campos úmidos também estão presentes nas regiões planas, adjacentes à cursos d'água, denominadas “várzeas” (Develey et al., 2008; Bencke, 2009; Fontana & Bencke, 2015).

Os campos nativos possuem um importante papel socioeconômico, ambiental e cultural na região dos Pampas, sendo essenciais à pecuária extensiva (Nabinger et al., 2000; Ribeiro & Quadros, 2015). Esta é a principal atividade econômica historicamente desenvolvida na região, consistindo na criação, principalmente de gado bovino e ovino, sobre os campos nativos (Pillar et al., 2009; Echer et al., 2015). A pecuária não implica necessariamente na supressão dos campos nativos e brejos, mas pode representar ameaças à biodiversidade, a depender das práticas de manejo exercidas pelos pecuaristas (Overbeck et al., 2007; Carvalho et al., 2009; Isacch & Cardoni, 2011). Por outro lado, quando desenvolvida por meio de técnicas sustentáveis, pode ser uma aliada na manutenção da biodiversidade dos Pampas (Pillar et al., 2009). Isto permite que uma parte considerável da biodiversidade, incluindo algumas espécies ameaçadas de extinção, seja mantida nos campos nativos com pecuária (Develey et al., 2008; Castilhos et al., 2009; Azpiroz et al., 2012). Contrapondo esta possibilidade concreta de conciliar produção e conservação, está o avanço das monoculturas, como soja e eucalipto, levando à perda de

biodiversidade (Develey et al., 2008; Vélez-Martin et al., 2015). Nos últimos 30 anos, 25% da área de campos nativos foi substituída por monoculturas no sul do Brasil (Overbeck et al., 2007), que já são o segundo principal tipo de uso antrópico da terra no Pampa brasileiro (Echer et al., 2015).

Aproximadamente um terço das 567 espécies de aves do Pampa brasileiro habitam essencialmente paisagens campestres, proporção ainda maior se consideradas as espécies que habitam os campos, mas também utilizam outros ambientes (Develey et al., 2008; Franz et al., 2018; Andrade et al., 2023). Campos com baixa intensidade de pastejo, campos úmidos e brejos têm especial importância para as espécies ameaçadas de extinção (Develey et al., 2008; Bencke, 2009; Azpiroz et al., 2012; Dias, 2013; Dias et al., 2014; Martell, 2015; Jacoboski et al., 2017). Grande parte das 61 espécies de aves enquadradas em alguma categoria de ameaça, com ocorrência no Pampa Brasileiro, dependem destes ambientes (Azpiroz et al., 2012; Codesido et al., 2013; Fontana & Bencke, 2015; Andrade et al., 2023). Algumas delas, como *Xanthopsar flavus* e *Heteroxolmis dominicanus*, por exemplo, procuram por alimento fora dos brejos, mas necessitam destes ambientes para se abrigar e reproduzir. Outras, como certas espécies do gênero *Sporophila*, encontram também alimento nestes locais, raramente sendo vistas fora deles (Bencke, 2009; Fontana & Bencke, 2015).

Uma das principais ameaças às aves dependentes de campos com baixa intensidade de pastejo, campos úmidos e brejos é o fato de que estes ambientes são suscetíveis a práticas que descaracterizam a vegetação, relacionadas à pecuária ou às monoculturas (Stotz et al., 1996; Vickery et al., 1999; Develey et al., 2008; Bencke, 2009; Reis, 2009; Azpiroz et al., 2012). Em áreas de pecuária extensiva, as práticas de manejo e a carga animal geralmente elevada resultam em uma vegetação predominantemente baixa (Derner et al., 2009). Sendo assim, as pastagens altas são um recurso geralmente escasso na paisagem (Develey et al., 2008; Dias et al., 2017). O gado pode impactar ainda os brejos inseridos em meio aos campos pastejados, ao adentrar estes ambientes e pisotear a vegetação (Develey et al., 2008; Larre, 2017). Já no caso da conversão de campos nativos em monoculturas, a vegetação campestre geralmente é eliminada por completo, dando lugar às plantas cultivadas (Vélez-Martin et al., 2015). Evidentemente, áreas de vegetação nativa podem ser mantidas em meio a estes cultivos, como as áreas de preservação permanente (APPs). Neste cenário, os remanescentes de vegetação nativa comumente consistem nos brejos e campos úmidos, que se desenvolvem nas partes baixas do relevo

(Develey et al., 2008; Vélez-Martin et al., 2015). Estes ambientes são mantidos por serem considerados pela legislação como APPs (Rio Grande do Sul, 2020), ou simplesmente pela dificuldade de acesso de maquinário e não-adequabilidade dos cultivos à solos encharcados (Vélez-Martin et al., 2015). Ainda assim, alguns produtores reduzem ou suprimem a vegetação dos brejos e campos úmidos para aumentar as áreas de cultivo e pastoreio, ou para construção de açudes, dentre outros (Bernardi, 2021). Mesmo quando mantidos em meio à paisagem modificada, estes ambientes podem ser impactados pela diminuição de umidade e avanço de vegetação lenhosa, que descaracteriza o hábitat de certas espécies, podendo levar a redução populacional de algumas espécies ou mesmo o abandono dos locais (Carvalho et al., 2008; Dias, 2008; Carvalho et al., 2009; Vélez-Martin et al., 2015; Bernardi, 2021).

As relações entre o manejo pecuário exercido sobre campos nativos e a comunidade de aves campestres vêm sendo alvo de diversos estudos nos campos da América do Sul (Develey et al., 2008; Bencke, 2009; Isacch & Cardoni, 2011; Azpiroz et al., 2012; Dias, 2013; Dias et al., 2014; Fontana & Bencke, 2015; Martell, 2015; Steffen, 2017; Dias et al., 2017; Jacoboski et al., 2017). Isto porque a pecuária é o principal fator atuante na estruturação da vegetação campestre (Pillar & Quadros, 1997; Müller et al., 2007), afetando diretamente a comunidade de aves, principalmente por meio da carga animal empregada (Azpiroz et al., 2012; Dias et al., 2017). De modo geral, cargas animais altas exercem uma maior pressão de pastejo e pisoteio sobre a pastagem, tornando a vegetação mais baixa e, assim, favorecendo as espécies de grama curta. Com a diminuição da carga animal, a tendência é aumentar a altura e densidade da vegetação, atributos necessários à várias espécies ameaçadas de extinção, favorecendo a ocorrência destas (Derner et al., 2009; Azpiroz et al., 2012; Fontana & Bencke, 2015). Porém, poucos trabalhos avaliaram áreas com baixas cargas animais ou sob exclusão de pastejo, o que provavelmente seja um reflexo da escassez destes ambientes na paisagem. Por outro lado, em relação aos brejos e campos úmidos, onde também se observam pastagens altas, as relações espécie-hábitat, bem como seu papel na preservação de espécies ameaçadas são pouco conhecidas. Sabe-se que a utilização destes ambientes pelas aves se dá de forma diferente quando comparada aos campos secos dos arredores (Develey et al., 2008). Além de abrigar uma composição de espécies distinta, algumas espécies que utilizam também os campos secos dependem dos brejos e campos úmidos para abrigo e reprodução (Bencke, 2009). A estrutura e composição da vegetação nestes ambientes é um fator chave

para a ocorrência de certas espécies como, por exemplo, *Limnocittes rectirostris*, que depende da presença de adensamentos de gravatá (*Eryngium pandanifolium* Cham. & Schltdl.) (Dias, 2008; Larre, 2017). No entanto, diversas outras variáveis relativas ao hábitat e aos impactos antrópicos, precisam ser melhor investigadas, uma vez que a estrutura destes ambientes é o que define a sua ocupação pelas aves (Bencke, 2009).

Nesse contexto, vem-se observando nas últimas décadas uma expansão de monoculturas, além do emprego de elevadas cargas animais, que juntas constituem duas das principais ameaças ao Pampa e sua biodiversidade (Carvalho et al., 2008; Echer et al., 2015). Em meio a este processo, os brejos e campos úmidos são muitas vezes negligenciados como APPs e reservas legais (Develey et al., 2008; Bernardi, 2021). Este cenário chama atenção para a necessidade de mais estudos que avaliem estas áreas, e também os campos pouco intensamente pastejados, principalmente ao considerarmos a importância destes ambientes para diversas espécies de aves ameaçadas de extinção (Bencke, 2009; Azpiroz et al., 2012). Uma abordagem que considere todo o contexto da interação de atividades antrópicas com o ambiente pode fornecer informações úteis à conservação destas espécies. Isto inclui a identificação de características relacionados à presença e abundância das espécies, bem como de fatores que as afetam negativamente. Tais informações podem auxiliar na identificação de áreas importantes para a conservação de aves ameaçadas de extinção, algo essencial no bioma com menor área protegida do país (Overbeck et al., 2007).

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

- Avaliar a avifauna em remanescentes preservados de ambientes campestres, incluindo brejos e campos úmidos, na região central do Pampa Brasileiro, com foco nas espécies endêmicas dos campos do sul do continente e/ou ameaçadas de extinção.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Comparar a comunidade de aves presente em campos nativos sob diferentes intensidades de pastejo e exclusão de pastejo;

- Avaliar como as espécies com distintos requisitos ecológicos respondem as diferenças na intensidade de pastejo, considerando sua presença e abundância sob estas diferentes condições;

- Avaliar o uso de brejos e campos úmidos por espécies de aves endêmicas do sul do continente e/ou ameaçadas de extinção, com ocorrência na região central do Pampa brasileiro, com destaque para: veste-amarela (*Xanthopsar flavus*), noivinha-de-rabo-preto (*Heteroxolmis dominicanus*), arredio-do-gravatá (*Limnocites rectirostris*), tio-tio (*Phacellodomus striaticollis*), papa-moscas-do-campo (*Culicivora caudacuta*), papa-moscas-canela (*Polystictus pectoralis*), caboclinho-de-chapéu-cinzento (*Sporophila cinnamomea*), caboclinho-de-papo-branco (*Sporophila palustris*) e caboclinho-coroadado (*Sporophila pileata*);

- Relacionar a presença e abundância destas espécies a variáveis ambientais de cada área, como tamanho, estrutura da vegetação, e padrões de uso do solo no entorno, identificando assim preferências e restrições ao uso do hábitat;

- Identificar os principais impactos antrópicos exercidos sobre as áreas de estudo, avaliando possíveis respostas das espécies de interesse à estas modificações em seu hábitat.

3. REFERÊNCIAS

ANDRADE, B. O., DRÖSE, W., AGUIAR, C. A. D., AIRES, E. T., ALVARES, D. J., BARBIERI, R. L., ... & MENDONÇA JUNIOR, M. D. S. 2023. 12,500+ and counting: biodiversity of the Brazilian Pampa. **Frontiers of Biogeography** 15.2, e59288.

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. **Journal of Field Ornithology** 83(3): 217-246.

BENCKE, G. A. 2009. Diversidade e conservação da fauna dos campos do sul do Brasil. *In*: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S. & JACQUES, A. V. A. eds. **Campos Sulinos- conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p.101-121.

BERNARDI, F. A. P. Ameaças aos banhados e suas implicações à biodiversidade de aves nos Campos de Cima da Serra do Rio Grande do Sul. 2021. Trabalho de conclusão de curso, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

CARVALHO P.C.F., PARUELO J. & AYALA W. 2008. Estado Actual y Perspectivas del Bioma Campos. *In*: **Bioma Campos: Innovando para Mantener su Sustentabilidad y Competitividad**. Tradinco, Montevideo, pp. 29-40.

CARVALHO, P. C. F.; SANTOS, D. T.; GONÇALVES, E. N.; PINTO, C. E.; NEVES, F. P.; TRINDADE, J. K.; BREMM, C.; MEZZALIRA, J. C.; NABINGER, C. & JACQUES, A. V. A.. 2009. Lotação animal em pastagens naturais: políticas, pesquisas, preservação e produtividade. *In*: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S. & JACQUES, A. V. A. eds. **Campos Sulinos- conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p.214-228.

CASTILHOS, Z. M. S; MACHADO, M. D. & PINTO, M. F.. 2009. Produção animal com conservação da flora campestre no bioma Pampa. *In*: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S. & JACQUES, A. V. A. eds. **Campos Sulinos- conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p. 199-205.

CODESIDO, M.; GONZÁLEZ-FISCHER, C. M. & BILENCA, D. N. 2013. Landbird Assemblages in Different Agricultural Landscapes: A Case Study in the Pampas of Central Argentina: Ensembles de Aves Terrestres en Diferentes Paisajes Rurales: Un Estudio de Caso en las Pampas del Centro de Argentina. **The Condor**. v. 115, n. 1, p. 8-16, 2013.

DA COSTA, B. S. C.. Determinação das características da representação do relevo no Bioma Pampa para o mapeamento sistemático brasileiro. 2021. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

DERNER, J. D.; LAUENROTH, W. K.; STAPP, P. & AUGUSTINE, D. J. 2009. Livestock as ecosystem engineers for grassland bird habitat in the western Great Plains of North America. **Rangeland Ecology & Management** 62(2): 111-118.

DEVELEY, P. F.; SETUBAL, R. B.; DIAS, R. A. & BENCKE, G. A.. 2008. Conservação das aves e da biodiversidade no bioma Pampa aliada a sistemas de produção animal. **Revista Brasileira de Ornitologia** 16(4): 308-315.

DIAS, R. A. 2013. Padrões de diversidade em comunidades de aves relacionados a variáveis de habitat em campos temperados do sudeste da América do Sul. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

DIAS, R. A. *Limnocittes rectirostris*. SILVEIRA, L. F.; STRAUBE, F. C. Aves ameaçadas de extinção no Brasil. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção, v. 2, p. 378-679, 2008.

DIAS, R. A.; BASTAZINI, V. A. & GIANUCA, A. T. 2014. Bird-habitat associations in coastal rangelands of southern Brazil. **Iheringia, Série Zoologia** 104(2): 200-208.

DIAS, R. A.; GIANUCA, A. T.; VIZENTIN-BUGONI, J.; GONÇALVES, M. S. S.; BENCKE, G. A. & BASTAZINI, V. A. 2017. Livestock disturbance in Brazilian grasslands influences avian species diversity via turnover. **Biodiversity and Conservation** 26: 2473-2490.

ECHER, R.; DA CRUZ, J. A. W.; ESTRELA, C. C.; MOREIRA, M. & GRAVATO, F. 2015. Usos da terra e ameaças para a conservação da biodiversidade no bioma Pampa, Rio Grande do Sul. **Revista Thema** 12(2): 4-13.

FONTANA C. S. & BENCKE, G. A. 2015. Biodiversidade de Aves. *In*: PILLAR, V. D. & LANGE, O. eds. **Os Campos do Sul**. Porto Alegre, Rede Campos Sulinos, UFRGS. p. 91-100.

FRANZ, I; AGNE, C. E.; BENCKE, G. A.; BUGONI, L. & DIAS, R. A. 2018. Four decades after Belton: a review of records and evidences on the avifauna of Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia** 108: e2018005.

HASENACK, H., WEBER, E. J., BOLDRINI, I. I., TREVISAN, R., FLORES, C. A., & DEWES, H. 2023. Biophysical delineation of grassland ecological systems in the State of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. **Iheringia, Série Botânica** v. 78: e2023001.

ISACCH, JUAN PABLO; CARDONI, DANIEL AUGUSTO. 2011 Different grazing strategies are necessary to conserve endangered grassland birds in short and tall salty grasslands of the flooding Pampas. **The Condor**, v. 113, n. 4, p. 724-734.

JACOBOSKI, LUCILENE INÊS; PAULSEN, RAQUEL KLEIN; HARTZ, SANDRA MARIA. 2017. Bird-grassland associations in protected and non-protected areas in southern Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation** 15(2): 09-114.

LARRE, G. G.. História de vida de *Limnocittes rectirostris* (Aves: Furnariidae) nos Campos de Cima da Serra, sul do Brasil. 2017. Dissertação de mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

MARTELL, R. W. Comunidades de aves associadas a diferentes fisionomias em área campestre sob uso pastoril no bioma Pampa. 2015. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

MÜLLER, S. C.; OVERBECK, G. E.; PFADENHAUER, J. & PILLAR, V. D. 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. **Plant Ecology** 189: 1-14;

NABINGER, C.; MORAES, A. & MARASCHIN, G. E. 2000. Campos in Southern Brazil. *In*: LEMAIRE, G.; HODGSON, J.; MORAES, A.; NABINGER, C. & CARVALHO, P. C. F. eds. **Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology**. Wallingford, CABI Publishing, p. 355-376.

OLSON, D. M.; DINERSTEIN, E.; WIKRAMANAYAKE, E. D.; BURGESS, N. D.; POWELL, G. V.; UNDERWOOD, E. C.; ... & KASSEM, K. R. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. **BioScience** 51(11): 933-938.

OVERBECK, G. E., MÜLLER, S. C., FIDELIS, A., PFADENHAUER, J., PILLAR, V. D., BLANCO, C. C., ... & FORNECK, e. d. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, 9(2), 101-116.

OVERBECK, G. E.; BOLDRINI, I. I.; DO CARMO, M. R. B.; GARCIA, E. N.; MORO, R. S.; PINTO, C. E.; TREVISAN, R. & ZANNIN, A. 2015. Fisionomia dos campos. *In*: PILLAR, V. D. & LANGE, O. eds. **Os Campos do Sul**. Porto Alegre, Rede Campos Sulinos, UFRGS, p. 31-42.

PILLAR, V. D. & QUADROS, F. L. F. 1997. Grassland-forest boundaries in Southern Brazil. **Coenoses** 12(2-3): 119-126.

PILLAR, V. D. P., & LANGE, O. (Eds.). 2015. **Os campos do sul** (p. 192). Porto Alegre/RS: Rede Campos Sulinos-UFRGS.

PILLAR, V. D.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. D. S. & JACQUES, A. V. A. 2009. **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 403p.

REIS, J. C. L. 2009. O uso de herbicidas para introdução de forrageiras nos campos e seus efeitos na flora campestre. *In*: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S. & JACQUES, A. V. A. eds. **Campos Sulinos- conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p. 199-205.

RIBEIRO, C. M & QUADROS, F. L. F. 2015. Valor histórico e econômico da pecuária. *In*: PILLAR, V. D. & LANGE, O. eds. **Os Campos do Sul**. Porto Alegre, Rede Campos Sulinos, UFRGS, p. 19-28.

STEFFEN, T. F. 2017. Influência da carga animal na comunidade de aves campestres no sistema ecológico Campo de Solos Rasos, sudeste da América do Sul. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Biodiversidade, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

STOTZ, D. F., J. W. FITZPATRICK, T. A. PARKER III, & D. K. MOSKOVITZ. 1996. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois.

Terrestrial ecoregions of the world. WORLD WILDLIFE FUND (WWF). 2017. Disponível em: < <https://www.worldwildlife.org/publications/terrestrial-ecoregions-of-the-world> >. Acesso em 23 de abril de 2023.

VÉLEZ-MARTIN, E.; ROCHA, C. H.; BLANCO, C.; AZAMBUJA, B. O.; HASENACK, H; PILLAR, V. D.. 2015. Conversão e fragmentação. *In*: PILLAR, V. D. & LANGE, O. eds. **Os Campos do Sul**. Porto Alegre, Rede Campos Sulinos, UFRGS, p. 125-134.

VICKERY, P. D., TUBARO, P. L., CARDOSA DA SILVA, J. M., PETER JOHN, B. G., HERKERT, J. R., & CAVALCANTI, R. B. 1999. Conservation of grassland birds in the Western Hemisphere. **Studies in avian biology** 19: 2-26.

4. ARTIGO 1

COMUNIDADE DE AVES EM UM GRADIENTE DE INTENSIDADE E EXCLUSÃO DE PASTEJO NO PAMPA BRASILEIRO

Luciano Lopes Marques ^(1, 2) e Carlos Benhur Kasper ⁽¹⁾

¹ Laboratório de Biologia de Mamíferos e Aves (LABIMAVE), Universidade Federal do Pampa, São Gabriel, Rio Grande do Sul.

² Autor correspondente: lucianolmarques28@gmail.com

RESUMO: Os campos do sul da América do Sul, incluindo o Pampa Brasileiro, abrigam uma grande diversidade de aves. A intensidade do pastejo – estimada pela carga animal presente no campo – é um dos principais fatores que moldam a vegetação destes ambientes campestres, com influência direta na comunidade de aves campestres. Um pastejo intenso tende a manter a vegetação baixa, ao passo que sua diminuição favorece o crescimento e adensamento da vegetação, características importantes para muitas aves, incluindo espécies ameaçadas de extinção. Aqui, avaliamos a comunidade de aves em campos sob intensidade de pastejo moderada, baixa e sob exclusão de pastejo. Estabelecemos 3 transecções, uma em cada uma destas condições. As 3 transecções foram amostradas mensalmente, durante treze meses, registrando as espécies e suas abundâncias e posteriormente relacionando-as com as condições da vegetação observadas. As três áreas apresentaram riqueza, de 50 a 54 espécies, e índices de diversidade (H' de 2,79 a 2,95) muito semelhantes entre si. Porém, a abundância total de indivíduos (variando de 699 à 1023), foi favorecida pela diminuição da intensidade e pela exclusão de pastejo. De modo geral, espécies de grama curta e hábitos amplos, como *Vanellus chilensis* e *Anthus hellmayri*, foram mais representativas na área sob pastejo moderado, enquanto as de grama alta, como *Culicivora caudacuta* e *Cistothorus platensis*, foram favorecidas pela baixa intensidade e exclusão de pastejo. As espécies ameaçadas de extinção, dependentes de vegetação mais alta e densa, foram registradas apenas nas áreas menos impactadas pelo gado, aparentemente não sendo afetadas pela baixa intensidade de pastejo. Concluimos, dessa forma, que há necessidade de estabelecer áreas com diferentes

intensidades de pastejo que permitam a formação de um mosaico com diferentes alturas de vegetação para a manutenção da diversidade de aves campestres. Apesar da necessidade de mais áreas onde o acesso do gado seja limitado ou mesmo excluído, sobretudo para a manutenção de um ambiente adequado para espécies ameaçadas, é importante que mesmo estes ambientes sejam eventualmente manejados, evitando o desenvolvimento de excessiva vegetação lenhosa, que pode levar à descaracterização da estrutura campestre, afetando a avifauna associada.

Palavras-chave: avifauna, campos, gado, diversidade, abundância.

BIRD COMMUNITY ASSOCIATED TO A GRADIENT OF GRAZING INTENSITY AND CATTLE EXCLUSION IN THE BRAZILIAN PAMPA

Abstract: The South American grasslands, including the Brazilian Pampa, host a high diversity of birds. The grazing intensity, that can be estimated by the number of the livestock in such area, is one of the most important factors that structure the vegetation of the grasslands, directly affecting bird communities in these areas. Under higher grazing intensity vegetation tends to be lower and thinner, while lower intensities favor the growth and density of the vegetation. The characteristics of the vegetation is important to the occurrence of many bird species, including endangered ones. In this study we evaluate how grazing intensities affects the bird community in Brazilian Pampa grasslands. We established 3 transect lines, one each grazing treatment (higher and low intensity, and on area with cattle exclusion). During 13 months, transects were sampled monthly to record the diversity and abundance of bird species. Bird diversity was similar in the three areas. However, the general abundance was quite different. Most of species showed higher abundance in low grazing intensity and in the exclusion area. These areas had the tallest and densest vegetation, which are an important ecological requirement of endangered bird species. We conclude that the maintenance of high grassland bird diversity depends upon, not only areas without cattle or with low grazing intensity, but a variety of livestock management. A mosaic of fields with different levels of grazing intensity promotes diversification in the vegetation structure of savannas, which improve bird diversity. In spite of that, areas with limited access to the cattle, or even of cattle exclusion areas, are needed to preserve suitable habitats to many endangered bird species, as long as they are managed properly to prevent excessive woody vegetation that could lead to

mischaracterization of the grassland, affecting the bird community associated to this environment.

KEYWORDS: avifauna, grasslands, livestock, diversity, abundance

4.1. INTRODUÇÃO

Os campos do sul da América do Sul formam uma das maiores áreas de pastagem em clima temperado do mundo (OLSON et al., 2001; BILENCA & MIÑARRO, 2004; WWF, 2017). No Brasil, a maior porção destes campos está na metade sul do Estado do Rio Grande do Sul que, junto aos campos do Uruguai, formam a ecorregião da Savana Uruguiaia (DINERSTEIN et al., 1995). Esta ecorregião integra a região dos Pampas, que se estende ao leste e nordeste da Argentina (OVERBECK et al., 2015). Apesar da ocorrência de uma variedade de ambientes nesta região, as pastagens são predominantes na paisagem. Isto se deve, principalmente, ao pastejo exercido pelo gado, uma vez que a pecuária é a atividade econômica historicamente predominante na região (NABINGER et al., 2000; ECHER et al., 2015). Assim, a pecuária é o principal fator atuante na manutenção das características ecológicas e fisionômicas dos campos (PILLAR & QUADROS, 1997; LOUAULT et al., 2005; MÜLLER et al., 2007), impedindo o avanço de formações arbustivas e florestais em áreas mais abertas (PILLAR et al., 2009; ROVEDDER, 2013). A estrutura da vegetação nas pastagens nativas é moldada pelo manejo pecuário, principalmente em relação à carga animal empregada (DEVELEY et al., 2008; DERNER et al., 2009; PILLAR et al., 2009). Cargas animais elevadas tendem a manter uma pastagem baixa e homogênea, enquanto a diminuição das cargas animais favorece o adensamento da vegetação, com maior presença de gramíneas altas, ervas e arbustos (DERNER et al., 2009) o que, por sua vez, influencia a composição de espécies e abundância de aves (AZPIROZ et al., 2012; DIAS et al., 2017). De modo geral, pastagens submetidas a cargas animais moderadas e baixas, abrigam maiores abundâncias de aves e maior número de espécies exclusivas e ameaçadas de extinção, quando comparadas a pastagens submetidas a altas cargas animais (DIAS et al., 2017; STEFFEN, 2017).

O extremo sul do Brasil abriga uma rica diversidade de aves. Das 709 espécies que ocorrem no Rio Grande do Sul (FRANZ et al., 2018), ao menos 567 já foram registradas na porção do Estado inserida no bioma Pampa (ANDRADE et al., 2023). Destas,

61 estão sob algum nível de ameaça, considerando as listas estadual, nacional e global de espécies ameaçadas de extinção (ANDRADE et al., 2023). Muitas destas espécies ameaçadas habitam e dependem dos campos, especialmente aqueles cobertos por pastagens nativas altas e densas, ambientes estes que são escassos na paisagem do Pampa Brasileiro (DEVELEY et al., 2008; BENCKE, 2009; AZPIROZ et al., 2012; DIAS, 2013; Serafini, 2013; DIAS et al., 2014; MARTELL, 2015; JACOBOSKI, 2018).

Estudos que avaliaram a relação da comunidade de aves com a estrutura da vegetação campestre no sul da América do Sul, vêm evidenciando a importância da manutenção de um mosaico com diferentes alturas de vegetação para a ocorrência de uma elevada diversidade de aves, uma vez que existem espécies, inclusive dentre as ameaçadas, adaptadas à diferentes atributos da vegetação, (ISACCH & CARDONI, 2011; AZPIROZ et al., 2012; FONTANA & BENCKE, 2015). Estes estudos ainda ressaltam que deve ser dada especial atenção às pastagens altas e densas, já que diversas espécies ameaçadas dependem desse tipo de vegetação, geralmente escassa na paisagem (DEVELEY et al., 2008; BENCKE, 2009; DIAS, 2013; DIAS et al., 2014; MARTELL, 2015; STEFFEN, 2017; DIAS et al., 2017; JACOBOSKI et al., 2017). No entanto, poucos trabalhos avaliaram a resposta da avifauna a pastagens submetidas à baixas cargas animais e principalmente, sob exclusão de pastejo no Pampa Brasileiro (DIAS et al., 2017; STEFFEN, 2017; JACOBOSKI et al., 2017; DA SILVA et al., 2019; DA SILVA & FONTANA, 2020). Destes, apenas um estudo inclui áreas sob exclusão de pastejo, sendo elas inseridas em um contexto específico, por serem APPs (áreas de preservação permanente) dentro de cultivos de eucalipto (*Eucalyptus* spp.).

Diante desse panorama, apresentamos aqui uma avaliação da comunidade de aves em um gradiente de intensidades de pastejo sobre campos nativos do Pampa Brasileiro, incluindo pastagem submetida à baixa pressão de pastejo e sob exclusão prolongada deste. Nossa hipótese é a de que a comunidade de aves irá responder às diferenças na intensidade de pastejo e consequente estruturação da vegetação campestre, com uma maior riqueza e abundância de espécies em áreas menos pastejadas. Espera-se ainda, que áreas menos intensamente pastejadas favoreçam a ocorrência de espécies raras e ameaçadas de extinção. A inclusão de uma área com baixa intensidade de pastejo pode auxiliar no entendimento dos efeitos de baixos níveis de perturbação sobre espécies de aves mais sensíveis.

4.2. MATERIAIS E MÉTODOS:

4.2.1. **ÁREA DE ESTUDO:** A área de estudo está situada no sul do município de São Gabriel, Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, pertencendo à ecorregião da Savana Uruguaia (DINERSTEIN et al., 1995), no Bioma Pampa (IBGE, 1993) junto as coordenadas 30° 35,31' S / 54° 20,40' O (Figura 1). O clima é subtropical úmido Cfa, com estações bem definidas e chuvas bem distribuídas (PEEL et al., 2007). A área compreende três porções contíguas de campo nativo, com relevo suavemente ondulado (variando de 193 a 214 metros acima do nível do mar) submetidas a diferentes cargas animais em cada uma, com conseqüente diferença na estruturação da vegetação (Figura 2). Duas das três áreas são usadas para pecuária, mas com intensidades distintas, denominadas aqui de “campo com pecuária” (CP) e “reserva com gado” (RCG) e a terceira área não é utilizada para pastejo ou uso agrícola, sendo denominada de "reserva sem gado" (RSG). Em nenhuma das três áreas havia sinais de ocorrência recente de fogo.

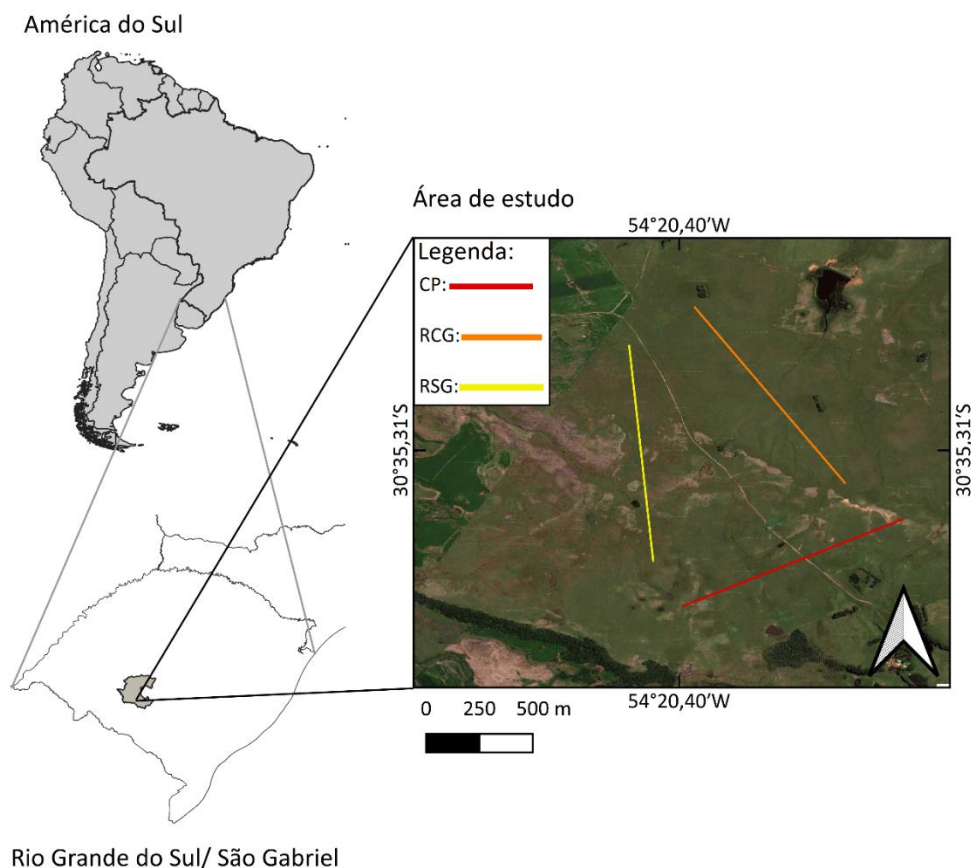


Figura 1: Localização dos três transectos utilizados para avaliação da comunidade de aves em um gradiente de intensidades de pastejo sobre campos nativos do Pampa Brasileiro. CP) campo com pecuária; RCG) reserva com gado; RSG) reserva sem gado.

A área denominada “campo com pecuária” (CP) é utilizada há várias décadas para pecuária extensiva, com rebanho misto de bovinos e ovinos, possuindo cerca de 179 hectares. Durante o estudo, a carga animal nessa área era de aproximadamente 1,36 animais por hectare (cerca de 115 bovinos e 130 ovinos). Consideramos esta carga animal como moderada, uma vez que no sul do Brasil, é frequente o emprego de cargas maiores, que resultam em vegetação campestre mais rala que a observada no local (GONÇALVES & GIRARDI-DEIRO, 1986; BOLDRINI & EGGERS, 1997). A vegetação do local, apesar de ser a mais impactada pelo pastejo entre as três áreas, apresenta gramíneas rasteiras que cobrem bem o solo e gramíneas altas pouco adensadas. Ervas são pouco frequentes e arbustos estão praticamente ausentes.

As outras duas áreas consistem em uma reserva legal, dividida em duas porções. A segunda área, aqui denominada “reserva com gado” (RCG), possui cerca de 80 hectares. Segundo relatado por moradores da região, esta área permaneceu ao menos seis anos sem pastejo, durante os quais se desenvolveu uma vegetação densa, composta por gramíneas altas e vegetação arbustiva. Após este período, a área recebeu uma carga animal bovina baixa por um período de, ao menos, dois anos. Esta lotação possivelmente era ainda menor do que a empregada durante o período de estudo, que foi de 0,5 animais por hectare (cerca de 40 bovinos). A vegetação observada durante o período do estudo foi caracterizada pelo predomínio de gramíneas altas, principalmente a macega-estaladeira (*Saccharum angustifolium* (Nees) Trin.) e arbustos (*Baccharis* sp.), que facilmente ultrapassavam 1 metro de altura. Como resultado da pressão de pastejo e pisoteio, apesar de pouco intensa, ocorre uma diminuição do adensamento de gramíneas altas e arbustos, em relação à área que será descrita a seguir (sem a presença de gado), tornando a vegetação rasteira, que cobre bem o solo, parcialmente visível.

A terceira área considerada nesse estudo, compreende o restante da reserva legal (citada anteriormente), sendo denominada “reserva sem gado” (RSG). Essa porção compreende uma área de 144 hectares, sem uso antrópico ou atividade de pastejo, ao menos nos últimos dez anos. Como resultado, a vegetação é alta (superior a 1 metro), dominada por gramíneas altas, ervas e arbustos muito adensados, tornando a vegetação rasteira quase invisível, além do acúmulo de matéria vegetal morta. Adensamentos de vassouras (*Baccharis* sp.), superiores a 2 metros de altura, também são observados em alguns pontos, assim como algumas árvores de pequeno porte.



Figura 2: Ambientes que compõem a área de estudo. Reserva sem gado (RSG) acima, reserva com gado (RCG) ao centro, e campo com pecuária (CP) abaixo.

Drenagens naturais estavam presentes nas três áreas, em locais onde a declividade do relevo era mais acentuada. Sabe-se que drenagens apresentam uma vegetação distinta e que abrigam uma composição de espécies de aves diferenciada em relação às áreas secas circundantes (DEVELEY et al., 2008; BENCKE, 2009; MARTELL, 2015). Todavia, em visitas prévias a área de estudo, constatamos que as drenagens do local não apresentavam claras diferenças na estrutura da vegetação em relação aos seus arredores. Isto porque a prolongada ausência de pastejo na RSG ocasionou, ao longo de todo o transecto, uma altura e densidade da vegetação muito similar à condição observada na drenagem desta área. Na RCG e no CP, o não cercamento das drenagens possibilita o livre acesso do gado a elas, tornando a vegetação muito parecida com a do restante da área, devido ao pastejo e pisoteio. Plantas típicas de locais encharcados, como o gravatá (*Eryngium pandanifolium*) CHAM. & SCHLTDL. e ciperáceas, são capazes de formarem, junto as drenagens, micro-habitats com distintas composições de espécies de aves (DEVELEY et al., 2008). Porém, esse tipo de vegetação não é comum na área de estudo, não havendo a

formação destes micro-habitats. Desta forma, acreditamos que a presença de drenagens não irá interferir neste estudo, devido à ausência de uma heterogeneidade em relação aos arredores. Ainda assim, como não foi possível alocar os transectos de forma a evitar as drenagens, eles intersectam apenas uma vez este tipo de ambiente em cada uma das áreas.

4.2.2. AMOSTRAGEM: Em cada uma das três áreas (CP, RCG e RSG) foi estabelecido um transecto linear de 1,2 km de extensão. A disposição e o tamanho dos transectos visou a amostragem igualitária mais ampla possível dos ambientes abrangidos nesse estudo. Como o Ambiente RSG possui um comprimento de aproximadamente 1,5 km de extensão, o menor comprimento dos três ambientes, ele foi utilizado como parâmetro para os demais. Com apenas um transecto linear em cada área, foi possível amostrar as três áreas em uma mesma manhã, iniciando o primeiro transecto logo após o nascer do sol e terminando o último próximo a metade da manhã, antes que houvesse uma grande redução da atividade das aves (ROBBINS, 1981). Visando a independência amostral de cada transecto, foi mantido um distanciamento mínimo de 250 metros entre as extremidades dos transectos, sendo esta distância maior nas porções intermediárias (Figura 1).

O método adotado foi o de transectos de linha (GREGORY et al., 2004). Os transectos foram percorridos a pé a uma velocidade de aproximadamente 1km/h, registrando todas as espécies e número de indivíduos observados, até uma distância de 100m a partir da linha imaginária do transecto. Os transectos adotados atravessam a área central de cada um dos ambientes, como o mesmo hábitat de ambos os lados.

Foram realizadas amostragens mensais entre outubro de 2019 e novembro de 2020, perfazendo um total de 13 levantamentos. Em cada amostragem, uma área diferente era escolhida, alternadamente, para se iniciar o levantamento, evitando um possível viés relacionado ao horário da realização do transecto.

4.2.3. ANÁLISE DE DADOS: A partir dos dados de campo, é apresentada uma lista das espécies registradas, com a frequência de registro de cada espécie em cada ambiente (% de amostragens em que a espécie esteve presente) e a média do número de indivíduos registrados por amostragem (número total de indivíduos registrados divididos pelo número total de amostragens). A frequência e a abundância relativa são apresentadas

separadamente para cada área (CP, RSG e RCG). Essa lista foi baseada na nomenclatura adotada pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO) (PACHECO et al., 2021).

A diversidade geral de cada área foi estimada através do índice de diversidade de Shannon ($H' = -\sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i$) (MAGURRAN, 1988) baseado no número total de indivíduos observados de cada espécie em cada ambiente. A fim de ilustrar a similaridade entre as comunidades de espécies em cada uma das áreas, realizamos escalonamentos multidimensionais utilizando o índice de Bray-Curtis, que considera a abundância das espécies, e o índice de Jaccard, que considera presença e ausência. As espécies que passavam voando em deslocamento sobre as áreas foram desconsideradas nessas análises. As análises e os gráficos obtidos a partir delas foram gerados no software PAST.

A fim de verificar a existência de diferenças entre a diversidade de espécies observada em cada uma das áreas, foi calculado o índice de diversidade de Shannon para cada amostragem em cada área. Então, foram comparados os 13 índices de cada área entre si, através de um teste de Kruskal-Wallis para verificar entre quais áreas houve diferença, utilizando o software PAST.

4.3. RESULTADOS

Considerando os três ambientes da área de estudo, foram registrados 2.569 indivíduos, de 83 espécies, pertencentes à 33 famílias (Tabela I). Em relação às espécies registradas exclusivamente em cada área: foram nove na RSG, oito na RCG e sete no CP. Ao todo, 25 espécies foram comuns às três áreas. Na tabela I, é possível observar variações expressivas na abundância de diversas espécies, discutidas a seguir.

Tabela I: Espécies registradas no campo com pecuária (CP), reserva com gado (RCG) e reserva sem gado (RSG) e as suas frequências (Frq) (% de amostragens em que a espécie foi registrada na área) e abundâncias (média de indivíduos por amostragem = n° de indivíduos/13).

Táxon	CP Frq (abund.)	RCG Frq (abund.)	RSG Frq (abund.)
Tinamiformes			
Tinamidae			
<i>Rhynchotus rufescens</i>	23% (0,38)	46% (0,69)	69% (2,61)
<i>Nothura maculosa</i>	77% (1,70)	38% (0,46)	8% (0,07)
Anseriformes			
Anhimidae			

<i>Chauna torquata</i>	0	8% (0,07)	0
Anatidae			
<i>Dendrocygna viduata</i>	8% (0,15)	8% (0,53)	23% (1,23)
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	15% (0,38)	8% (0,07)	15% (0,23)
<i>Anas flavirostris</i>	8% (0,15)	0	0
Ciconiiformes			
Ciconiidae			
<i>Ciconia maguari</i>	0	0	8% (0,07)
<i>Mycteria americana</i>	8% (0,61)	0	8% (0,07)
Suliformes			
Phalacrocoracidae			
<i>Nannopterum brasilianum</i>	8% (0,23)	0	0
Pelecaniformes			
Ardeidae			
<i>Bubulcus ibis</i>	8% (0,23)	0	0
<i>Ardea alba</i>	8% (0,07)	8% (0,07)	8% (0,07)
<i>Syrigma sibilatrix</i>	8% (0,15)	0	8% (0,23)
<i>Egretta thula</i>	15% (0,15)	0	0
Threskionithidae			
<i>Plegadis chihi</i>	8% (0,07)	15% (0,61)	0
<i>Theristicus caerulescens</i>	8% (0,07)	0	8% (0,15)
<i>Theristicus caudatus</i>	23% (0,23)	15% (0,53)	15% (0,38)
Cathartiformes			
Cathartidae			
<i>Cathartes aura</i>	23% (0,38)	31% (0,38)	61% (2,07)
<i>Cathartes burrovianus</i>	15% (0,38)	0	23% (0,30)
<i>Coragyps atratus</i>	0	0	8% (0,07)
Accipitriformes			
Accipitridae			
<i>Elanus leucurus</i>	0	0	15% (0,15)
<i>Circus cinereus</i>	0	0	0,14 (0,38)
<i>Circus buffoni</i>	8% (0,07)	31% (0,38)	61% (2)
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	0	0	8% (0,07)
<i>Heterospizias meridionalis</i>	38% (0,38)	0	15% (0,23)
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	0	8% (0,07)	0
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	0	0	8% (0,07)
Gruiformes			
Rallidae			
<i>Mustelirallus albicollis</i>	0	0	15% (0,15)
Charadriiformes			
Charadriidae			
<i>Vanellus chilensis</i>	100% (3,15)	23% (0,30)	46% (1,23)
Recurvirostridae			
<i>Himantopus melanurus</i>	15% (0,61)	0	0

Scolopacidae			
<i>Gallinago paraguayiae</i>	23% (0,30)	23% (0,76)	0
Columbiformes			
Columbidae			
<i>Columbina picui</i>	0	15% (0,15)	0
<i>Patagioenas picazuro</i>	15% (0,23)	46% (1,15)	46% (0,61)
<i>Zenaida auriculata</i>	69% (27,46)	85% (20,53)	92% (30,77)
Cuculiformes			
Cuculidae			
<i>Guira guira</i>	8% (0,69)	8% (0,46)	0
Coraciiformes			
Alcedinidae			
<i>Megaceryle torquata</i>	0	8% (0,07)	0
Piciformes			
Picidae			
<i>Colaptes campestris</i>	8% (0,15)	8% (0,15)	8% (0,07)
Falconiformes			
Falconidae			
<i>Caracara plancus</i>	8% (0,07)	31% (0,46)	23% (0,30)
<i>Milvago chimango</i>	8% (0,07)	15% (0,15)	31% (0,84)
<i>Falco sparverius</i>	15% (0,15)	0	0
Psittaciformes			
Psittacidae			
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	0	8% (0,53)	0
<i>Pyrrhura frontalis</i>	0	15% (1,07)	8% (0,77)
<i>Myiopsitta monachus</i>	61% (1,61)	61% (2,69)	54% (4,30)
Passeriformes			
Thamnophilidae			
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	0	31% (0,38)	23% (0,23)
Furnariidae			
<i>Furnarius rufus</i>	8% (0,07)	15% (0,15)	0
<i>Anumbius annumbi</i>	54% (0,70)	31% (0,46)	0
<i>Schoeniophylax phryganophilus</i>	0	23% (0,38)	0
Tyrannidae			
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0	0	15% (0,15)
<i>Culicivora caudacuta</i>	0	8% (0,15)	23% (0,46)
<i>Polystictus pectoralis</i>	0	8% (0,38)	0
<i>Serpophaga subcristata</i>	0	8% (0,15)	8% (0,07)
<i>Pitangus sulphuratus</i>	46% (0,53)	23% (0,30)	31% (0,46)
<i>Machetornis rixosa</i>	23% (0,30)	15% (0,23)	0
<i>Tyrannus savana</i>	38% (1,07)	23% (0,38)	54% (1,69)
<i>Nengetus cinereus</i>	15% (0,15)	0	8% (0,07)
Hirundinidae			
<i>Progne tapera</i>	8% (0,23)	31% (0,46)	31% (0,77)

<i>Progne chalybea</i>	15% (0,38)	15% (0,23)	8% (0,15)
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	8% (0,07)	8% (0,07)	0
<i>Tachycineta leucopyga</i>	0	0	8% (0,07)
<i>Hirundo rustica</i>	8% (0,07)	0	0
Troglodytidae			
<i>Troglodytes musculus</i>	0	0	8% (0,07)
<i>Cistothorus platensis</i>	31% (0,30)	92% (3,23)	100% (3,07)
Poliopitilidae			
<i>Poliopitila dumicola</i>	0	0	8% (0,07)
Mimidae			
<i>Mimus saturninus</i>	0	8% (0,15)	0
Motacillidae			
<i>Anthus hellmayri</i>	85% (1,61)	0	8% (0,07)
Passerellidae			
<i>Zonotrichia capensis</i>	8% (0,07)	92% (4)	100% (3)
<i>Ammodramus humeralis</i>	23% (0,46)	54% (1,23)	77% (2,38)
Parulidae			
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	0	23% (0,30)	0
Icteridae			
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	0	8% (0,77)	0
<i>Pseudoleistes virescens</i>	0	23% (1,38)	0
<i>Molothrus bonariensis</i>	15% (0,46)	15% (0,15)	0
<i>Leistes superciliaris</i>	8% (0,38)	15% (0,38)	15% (0,23)
Thraupidae			
<i>Paroaria coronata</i>	15% (0,38)	15% (0,30)	0
<i>Sicalis flaveola</i>	8% (0,07)	0	0
<i>Sicalis luteola</i>	46% (5,76)	61% (10,61)	46% (8,84)
<i>Volatinia jacarina</i>	0	15% (1)	8% (0,15)
<i>Sporophila cinnamomea</i>	0	15% (0,30)	0
<i>Embernagra platensis</i>	0	38% (0,69)	61% (1,23)
<i>Emberizoides herbicola</i>	8% (0,15)	85% (2,15)	85% (3,07)
<i>Emberizoides ypiranganus</i>	0	0	38% (0,77)
<i>Poospiza nigrorufa</i>	0	8% (0,15)	0
<i>Donacospiza albifrons</i>	0	54% (2,07)	38% (1,77)
Cardinalidae			
<i>Cyanoloxia glaucoerulea</i>	0	0	8% (0,07)
Fringillidae			
<i>Spinus magellanicus</i>	8% (0,07)	0	8% (0,07)

Tabela II: Riqueza, número de indivíduos e índice de diversidade de Shannon (H') para três ambientes no município de São Gabriel, Rio Grande do Sul, Brasil: CP (campo com pecuária); RCG (reserva com gado); RSG (reserva sem gado).

Índice \ Ambiente	CP	RCG	RSG
Riqueza (n° de espécies)	50	54	53
Total de indivíduos	699	847	1023
Índice de Shannon (H')	2,950	2,790	2,957

A riqueza variou pouco entre as áreas: 50 a 54 espécies (Tabela II). Já a abundância de indivíduos apresentou variações expressivas (Tabela II). O índice de diversidade de Shannon sugere que o ambiente não pastejado (RSG) possui uma diversidade maior, embora muito similar aos demais (Tabela II). O teste de Kruskal-Wallis utilizando os índices de Shannon de cada amostragem apresentou $H= 1,76$ e $p= 0,41$, indicando não haver diferenças estatísticas entre a diversidade das áreas.

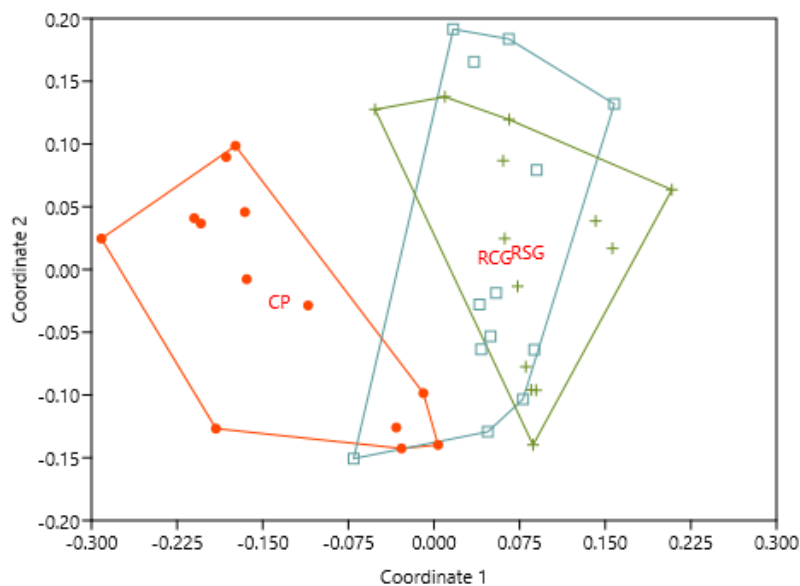


Figura 3: Gráfico gerado através de escalonamento multidimensional utilizando índice de Bray-Curtis, comparando a avifauna de um CP) campo com pecuária, RCG) reserva com gado, RSG) reserva sem gado.

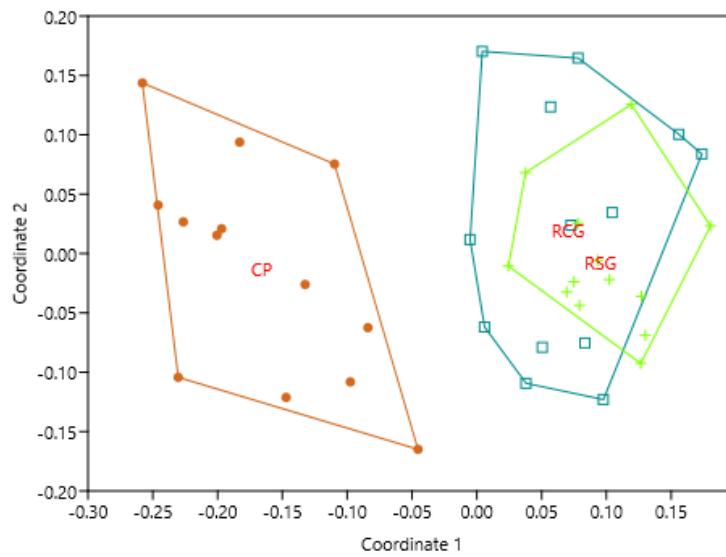


Figura 4: Gráfico gerado por escalonamento multidimensional utilizando índice de Jaccard, comparando a avifauna de um CP) campo com pecuária, RCG) reserva com gado, RSG) reserva sem gado.

Os gráficos gerados pelo escalonamento multidimensional apresentaram diferenças, relacionadas aos diferentes pressupostos dos índices utilizados. O gráfico gerado a partir do índice de Bray-Curtis (Figura 3) apresentou maior sobreposição entre as áreas com pouca intensidade de pastejo (RCG) e sob exclusão de pastejo (RSG). Verifica-se ainda uma pequena sobreposição entre as áreas pastejadas (RCG e CP). Já o índice de Jaccard (figura 4) sobrepôs o ambiente sob baixa intensidade de pastejo (RCG) e o não-pastejado (RSG) (Figura 4).

Tabela III: Espécies ameaçadas, ou quase ameaçadas de extinção registradas em três ambientes do município de São Gabriel, Rio Grande do Sul, Brasil: CP (campo com pecuária); RCG (reserva com gado); RSG (reserva sem gado); NT (quase ameaçada); VU (vulnerável); EN (em perigo); RS (Rio Grande do Sul); BR (Brasil); GL (global).

Espécie	Status de conservação	CP	RCG	RSG
<i>Circus cinereus</i>	VU (RS, BR)			X
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	NT (RS)		*	X
<i>Culicivora caudacuta</i>	VU (RS, GL)		X	X
<i>Polystictus pectoralis</i>	EM (RS), NT (GL)		X	*
<i>Cistothorus platensis</i>	NT (RS)	X	X	X
<i>Sporophila cinnamomea</i>	NT (RS), VU (GL)		X	*

Em relação às espécies ameaçadas ou quase ameaçadas de extinção, considerando as três áreas, foram registradas seis: gavião-cinza (*Circus cinereus*) Vieillot, 1816, águia-serrana (*Geranoaetus melanoleucus*) (Vieillot, 1819), papa-moscas-do-campo (*Culicivora caudacuta*) (Vieillot, 1818), papa-moscas-canela (*Polystictus pectoralis*), (Vieillot, 1817), corruíra-do-campo (*Cistothorus platensis*) (Latham, 1790) e caboclinho-de-chapéu-cinzento (*Sporophila cinnamomea*) (Lafresnaye, 1839). Com exceção de *C. platensis*, todas foram registradas apenas na RSG e/ou na RCG (Tabela III).

4.4. DISCUSSÃO

4.4.1. Riqueza e composição de espécies

Contrário à nossa expectativa, houve pouca diferença entre a riqueza observada nos três ambientes avaliados nesse estudo. O número de espécies registradas variou menos de 10% entre o ambiente mais rico e o ambiente mais pobre em espécies. Porém, o ambiente com menor número de espécies apresentou menos de 70% do número de indivíduos registrados no ambiente com maior abundância, o que pode ser considerada uma diferença importante: o campo mais intensamente pastejado abrigou menos indivíduos que os campos moderadamente ou não pastejados.

Assim como constatamos, riquezas de espécies de aves muito semelhantes entre diferentes regimes e intensidades de pastejo já foram relatadas em outros estudos para a região do Pampa, incluindo a porção brasileira (ISACCH & CARDONI, 2011; DIAS et al. 2017, STEFFEN 2017). A diminuição na intensidade de pastejo pode se relacionar positivamente com o aumento da abundância de indivíduos (DIAS et al., 2017) como nossos resultados indicam. Porém, STEFFEN (2017) apresenta um cenário diferente, observando maiores abundâncias de aves associadas a intensidades de pastejo intermediárias. JACOBOSKI et al. (2017) também registraram riquezas de espécies muito similares entre áreas pastejadas e não pastejadas, assim como no presente trabalho. Por outro lado, na ausência de pastejo, o número de indivíduos foi menor (JACOBOSKI et al., 2017). É possível que estas diferenças reflitam particularidades locais relacionadas, por exemplo, a diferentes tipos de solo e de fisionomia campestre (HASENACK et al., 2023) ou às dimensões físicas das áreas de campo. Enquanto DIAS et al. (2017) desenvolveu seu trabalho em uma região relativamente próxima e com condições ambientais muito similares ao estudo aqui apresentado, os dados de STEFFEN (2017) provêm dos Campos de Solos Rasos, que possuem um relevo e fisionomia campestre mais distintos. Já os dados de JACOBOSKI et al. (2017) provêm de áreas inseridas dentro de cultivos florestais de *Eucaliptus* sp., possuindo menor tamanho, o que pode estar relacionado com as diferenças aqui apontadas.

Quanto a composição de espécies, o gráfico gerado através do índice de Jaccard (figura 4) sobrepõe os ambientes sob baixa intensidade de pastejo (RCG) e sob exclusão de pastejo (RSG), indicando que estas áreas possuem comunidades mais similares entre si quando comparadas à área sob intensidade de pastejo moderada (CP). Este agrupamento pode estar relacionado à maior presença de espécies de grama alta em comum entre as áreas, como *Culicivora caudacuta* e *Emberizoides herbicola* (Vieillot, 1817), por exemplo (AZPIROZ et al., 2012). Já o gráfico gerado através do índice de Bray-Curtis (figura 3) também agrupa RCG e RSG, mas com uma certa sobreposição entre as áreas pastejadas (RCG e CP). Esta sobreposição possivelmente deve-se à maior presença de espécies de grama curta e de hábitos amplos (em relação à altura da grama) em comum entre as áreas, relacionadas a presença do gado (AZPIROZ et al., 2012), uma vez que o aumento da intensidade de pastejo sobre pastagens altas, torna a composição de espécies mais similar às de áreas de grama curta (ISACCH & CARDONI, 2011). Esta configuração também pode estar relacionada às abundâncias das espécies, reforçando a observação de

que o ambiente mais pastejado (CP) abriga um número menor de indivíduos em relação aos ambientes menos pastejados (com maior sobreposição entre si).

Uma consideração importante em relação aos resultados gerais obtidos neste estudo, é a de que algumas espécies registradas exclusivamente no ambiente mais pastejado (CP) estavam, na verdade, associadas a pequenos corpos d'água temporários. Ao todo, 14 das 50 espécies registradas no CP são associadas a ambientes aquáticos. Esses corpos d'água se formam nos períodos mais chuvosos, atraindo espécies como o pernilongo-de-costas-brancas (*Himantopus melanurus*) Vieillot, 1817 e a marrecapardinha (*Anas flavirostris*) Vieillot, 1816, que forrageavam no local. Sendo assim, a riqueza aparentemente semelhante do campo mais pastejado em relação aos campos menos pastejados pode estar sendo resultado da presença de um ambiente diferenciado (aquático) que atrai um conjunto específico de aves. Apesar desta clara associação com a água, pode haver alguma influência do pastejo mais intenso na presença destas espécies. Isto porque, nas demais áreas, os corpos d'água temporários também estavam presentes, mas cobertos ou cercados pela densa vegetação, o que pode tornar estes ambientes menos acessíveis às aves, além de um possível maior risco de predação e dificuldade para detectar presas, em relação a locais com grama curta (DIAS et al., 2014). Uma exceção, em relação às espécies aquáticas, foi a sanã-carijó (*Mustelirallus albicollis*) (Vieillot, 1819), registrada apenas em pontos de acúmulo de água, densamente cobertos por gramíneas, na RSG. Esta espécie, assim como muitos outros ralídeos, aparentemente prefere locais com presença de água e vegetação densa (BELTON, 1994). Em relação às espécies associadas a ambientes aquáticos em campos, resultados comparáveis foram obtidos no Pampa argentino, com muitas das espécies habitando exclusivamente ou principalmente locais com grama curta e ralídeos presentes apenas em locais com grama alta (ISACCH & CARDONI, 2011).

4.4.2. Abundância nos diferentes ambientes

Para diversas espécies, puderam ser observadas diferenças importantes em relação a abundância com que se apresentam nos diferentes ambientes. Assim, não somente a presença e ausência em um determinado ambiente deve ser considerada, mas também o número de indivíduos registrados.

A maioria das espécies registradas nos três ambientes possui hábito amplo, ou seja, habitam campos com diferentes alturas de vegetação (AZPIROZ et al., 2012). Algumas delas, no entanto, foram mais abundantes na RSG, apresentaram abundâncias intermediárias na RCG e foram menos abundantes no CP, aparentando preferência por vegetação campestre alta e densa. No entanto, verificamos que a ausência prolongada de distúrbios na RSG pode vir a comprometer a manutenção do local com características semelhantes às observadas durante o período amostral (Sühs et al., 2020). Isto se deve ao surgimento de alguns adensamentos de vassouras (*Baccharis* sp.), superiores a dois metros de altura, e até mesmo algumas espécies arbóreas. Devido a isto, espécies comumente associadas a capoeiras e bordas de mata (BELTON, 1994) foram observadas quase exclusivamente na RSG. São elas: choca-de-chapéu-vermelho (*Thamnophilus ruficapillus*) Vieillot, 1816, risadinha (*Camptostoma obsoletum*) (Temminck, 1824), corruíra (*Troglodytes musculus*) Naumann, 1823, balança-rabo-de-máscara (*Polioptila dumicola*) (Vieillot, 1817) e azulinho (*Cyanoloxia glaucocaerulea*) (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837). Mesmo em baixa frequência e abundância, o aparecimento destas espécies pode ser reflexo do estágio de sucessão da vegetação, com o aumento da ocorrência de vassouras, arvoretas e árvores. Em cerca de 30 anos pode ocorrer a substituição completa da vegetação campestre por espécies lenhosas (Sühs et al., 2020) causando um declínio da população local ou mesmo o desaparecimento das espécies mais sensíveis às modificações do hábitat e podendo ocasionar perda de biodiversidade (Overbeck et al., 2007; Archer et al., 2017, Sühs et al., 2020). Sendo assim, algum tipo de manejo será necessário para controlar a invasão de arbustos e manter a predominância de gramíneas e herbáceas, com suas espécies típicas associadas (Overbeck et al., 2007; Sühs et al., 2020).

Espécies de grama alta, como o canário-do-campo (*Emberizoides herbicola*) e a corruíra-do-campo (*Cistothorus platensis*), apresentaram suas maiores abundâncias nos ambientes sem pastejo (RSG) e com pastejo pouco intenso (RCG) e foram pouco abundantes ou ausentes no ambiente sob pastejo moderado (CP). O favorecimento de espécies de grama alta por baixas intensidades de pastejo vem sendo relatado por outros autores na região do Pampa (VICKERY et al., 1999; DIAS et al., 2014; STEFFEN, 2017; JACOBOSKI et al., 2017; DA SILVA et al., 2019; DA SILVA & FONTANA, 2020). Outras espécies foram favorecidas pela diminuição da intensidade de pastejo, indicando preferência por pastagens altas, apesar dos hábitos amplos (AZPIROZ et al, 2012). Este é

o caso da perdiz (*Rhynchotus rufescens*) (Temminck, 1815), do tico-tico-do-campo (*Ammodramus humeralis*) (Bosc, 1792) e do gavião-do-banhado (*Circus buffoni*) (Gmelin, 1788). Assim como os dados ora apresentados, outros autores vêm registrando essas espécies em diferentes intensidades de pastejo, sendo mais abundantes em locais com maiores alturas de vegetação, geralmente sob baixas intensidades de pastejo (DIAS et al., 2017; DA SILVA et al., 2019; DA SILVA & FONTANA, 2020).

Na RCG, a presença de uma baixa carga animal causou diminuição no adensamento da vegetação em relação à RSG. Sendo assim, em termos estruturais, pode-se considerar que este ambiente é um intermediário entre o CP e a RSG. A vegetação rasteira, visível em meio às gramíneas altas e arbustos, permite o deslocamento de espécies que forrageiam no solo, como a codorna-amarela (*Nothura maculosa*) (Temminck, 1815) e o dragão (*Pseudoleistes virescens*) (Vieillot, 1819), registrados neste ambiente. Ao mesmo tempo, os arbustos e gramíneas altas formavam um extrato superior da vegetação denso o suficiente para abrigar espécies dependentes de campos com vegetação alta, como *Cistothorus platensis*, *Culicivora caudacuta*, *Polystictus pectoralis* e *Sporophila cinnamomea* (AZPIROZ et al., 2012; Serafini, 2013). O cenário observado nesta área reforça a necessidade da delimitação e do respeito a reserva legal e áreas de preservação permanente (APPs) especialmente em ambientes campestres, visto que poucos proprietários cumprem com a lei, e quando o fazem, a tendência é que áreas de mata sejam demarcadas (Develey et al., 2008). Apesar de serem protegidos por lei, estes ambientes geralmente são negligenciados nas áreas destinadas a pecuária, sendo afetados pelo pastejo e pisoteio do gado, que têm livre acesso a esses locais (JACOBOSKI et al., 2017). Segundo a legislação brasileira, as reservas legais, que deveriam ocupar 20% das propriedades, podem ser utilizadas para produção animal de forma menos intensa (DEVELEY et al., 2008), como o observado na RCG. Assim, os pecuaristas podem continuar a exercer a criação de gado sobre estas áreas, auxiliando na manutenção das características do campo e da biodiversidade associada, desde que tenham a consciência de manter as áreas sem a presença de gado em parte do tempo, ou com uma carga animal baixa.

Por outro lado, os populares quero-quero (*Vanellus chilensis*) (Molina, 1782) e codorna-amarela (*Nothura maculosa*), foram mais abundantes no CP e apresentaram baixas abundâncias nas demais áreas. Assim como constatamos, *V. chilensis* apresenta uma clara preferência por pastagens baixas, podendo ser abundante até mesmo em

campos sob altas intensidades de pastejo (ISACCH & CARDONI, 2011; AZPIROZ et al., 2012; DIAS et al. 2017; STEFFEN, 2017; DA SILVA et al., 2019). No que se refere a *N. maculosa*, DIAS et al. (2014), DIAS et al. (2017) e STEFFEN (2017) sugerem que a espécie seja favorecida por cargas animais baixas e médias, sendo pouco abundante em campos com altas cargas animais. Desta forma, o pastejo moderado exercido no CP provavelmente é um fator importante para a abundância da espécie observada nesta área. O caminheiro-de-barriga-acanelada (*Anthus hellmayri*) Hartert, 1909 também é favorecido pelo pastejo moderado, com praticamente todos os indivíduos (n=21) registrados no CP, reforçando sua associação, já relatada, a intensidades de pastejo moderadas ou baixas (DIAS et al., 2017; JACOBOSKI et al., 2017; STEFFEN, 2017; DA SILVA et al., 2019; DA SILVA & FONTANA, 2020).

Embora o ambiente sob pastejo moderado (CP) tenha abrigado espécies de grama curta e até mesmo uma de grama alta (*C. platensis*), o pastejo moderado não beneficia toda a comunidade de aves campestres. A exemplo disto, verificamos a ausência de algumas espécies de ocorrência esperada, como o tico-tico-do-banhado (*Donacospiza albifrons*) (Vieillot, 1817) e o sabiá-do-banhado (*Embernagra platensis*) (Gmelin, 1789) no CP. Estas espécies são relativamente comuns na região e frequentemente são encontradas em áreas de pecuária extensiva, associadas a locais com maior presença de arbustos e brejos (LLM, observação pessoal). No contexto local, a presença de áreas vizinhas menos impactadas (RCG e RSG) permitiu a ocorrência destas espécies na área de estudo como um todo. No entanto, na região do Pampa brasileiro, as práticas de manejo pecuário geralmente resultam em uma vegetação baixa, sendo raros os locais sob baixa intensidade de pastejo (GONÇALVES & GIRARDI-DEIRO, 1986; BOLDRINI & EGGERS, 1997; DA SILVA et al., 2019). Assim, submeter todo o campo a um pastejo moderado não deve ser a única estratégia adotada visando a preservação da avifauna, pois várias espécies, incluindo ameaçadas de extinção, dependem de um dos extremos do gradiente de alturas da vegetação (DERNER et al., 2009; ISACCH & CARDONI, 2011, AZPIROZ et al., 2012).

4.4.3. Presença de espécies ameaçadas ou raras

Espécies dependentes de grama alta, muitas delas raras ou ameaçadas de extinção, vêm sendo registradas apenas em locais submetidos a intensidades de pastejo moderadas, baixas, ou sob exclusão de pastejo (DIAS et al., 2014; DIAS et al., 2017; STEFFEN, 2017; JACOBOSKI et al., 2017). Confirmando esta tendência, a maioria das espécies raras ou

ameaçadas de extinção registradas neste estudo são dependentes de pastagens altas (AZPIROZ et al., 2012), tendo sido exclusivas do ambiente não patejado (RSG) e do menos intensamente pastejado (RCG) (à exceção de *Cistothorus platensis*, presente no CP, ainda que em baixa abundância). A presença destas espécies na RCG indica que o pastejo em baixa intensidade não suprimiu os atributos do hábitat necessários à sua ocorrência, como gramíneas altas, herbáceas e arbustos (Serafini, 2013). Estas espécies são sensíveis a perturbações (BENCKE, 2009) e, ainda assim, apresentaram abundâncias comparáveis às da área sem pastejo, sugerindo uma certa tolerância à baixa intensidade de pastejo. Porém, é importante salientar que a RCG passou por um longo período sem pastejo antes de receber esta baixa carga animal, o que certamente foi essencial para o cenário observado durante o período amostral. As únicas espécies raras ou ameaçadas registradas neste estudo que não dependem necessariamente de pastagens altas são rapinantes. A águia-serrana (*Geranoaetus melanoleucus*) habita savanas e diferentes alturas de vegetação campestre (TREJO et al., 2006; AZPIROZ et al., 2012), possivelmente tendo sido registrada exclusivamente nesse ambiente ao acaso. Já o gavião-cinza (*Circus cinereus*) apesar de também possuir um hábito amplo (AZPIROZ et al., 2012), depende da vegetação alta para caçar e nidificar (BENCKE et al., 2003; DIAS et al., 2014). Embora não possamos descartar que estas espécies raras ou ameaçadas de extinção utilizem também o CP, os resultados aqui apresentados sugerem que se o fizerem, utilizam os ambientes mais pastejados em proporção muito menor quando comparada às demais áreas, assim como o verificado para *Cistothorus platensis*.

4.4.4. Observações adicionais sobre reprodução de algumas espécies

Embora a metodologia incluísse apenas o registro da ocorrência e abundância das aves, sem a procura de territórios reprodutivos ou ninhos, foi possível constatar atividade reprodutiva de várias espécies. Esta constatação ocorreu pelo encontro ocasional de ninhos, filhotes e jovens recém saídos do ninho, sendo acompanhados ou alimentados pelos pais. Dentre as espécies ameaçadas de extinção, verificou-se atividade reprodutiva de *Sporophila cinnamomea*, *Cistothorus platensis* e *Culicivora caudacuta*, na RSG e na RCG. Provavelmente, a reprodução destas espécies foi possibilitada pela presença abundante de arbustos na RSG e RCG, ao contrário do CP, onde os arbustos estavam praticamente ausentes, assim como estas espécies de aves. Os arbustos frequentemente são utilizados para fixação de ninhos destas espécies, além de fornecerem locais para

abrigo, e obtenção de alimento em ecossistemas campestres, consistindo em importantes recursos para tais espécies (TEWS et al., 2004; Serafini, 2013; Rosoni et al., 2020; Jacoboski et al., 2023). Acreditamos que *Circus cinereus* também nidifique na área de estudo, mas, neste caso, a suspeita deve-se ao comportamento observado. Um casal adulto da espécie foi observado na RSG, voando baixo, em pequenos círculos e vocalizando intensamente, aparentemente em uma tentativa de afastar o observador. O comportamento das aves e o ambiente em questão são semelhantes aos descritos por CAMILOTTI et al. (2008), em um evento de reprodução da espécie na região da fronteira oeste do Rio Grande do Sul. Além desta observação, casais da espécie foram avistados várias vezes no local, fora do período de amostragem, inclusive durante a primavera e verão, quando a espécie reproduz. Apesar da ausência de vegetação pantanosa, na qual foram relatados ninhos da espécie, os pontos com acúmulo de água densamente cobertos por gramíneas altas, presentes na RSG, possivelmente se assemelham estruturalmente a esses locais (BENCKE et al., 2003; DIAS et al., 2014). Portanto, consideramos muito provável que casais da espécie nidifiquem na RSG.

4.5. CONCLUSÕES

A partir dos resultados aqui obtidos, reiteramos que a manutenção de um mosaico com diferentes alturas e densidades de vegetação campestre é essencial para a ocorrência de uma elevada riqueza de aves, com espécies dependentes de vegetação curta, vegetação alta e de hábitos mais amplos. Entretanto, é preciso focar no emprego de baixas cargas animais, visando o aumento da cobertura de vegetação campestre alta e densa. Isto é especialmente importante devido à escassez de locais com estas características, da qual depende a maioria das espécies campestres ameaçadas de extinção ocorrentes no Pampa brasileiro. A reprodução de espécies ameaçadas observada na RSG e RCG, reforça a importância da delimitação e da necessidade de respeito às reservas legais em áreas campestres. Adicionalmente, o cenário observado na RSG chama atenção para necessidade de estratégias de manejo que impeçam o excessivo avanço de vegetação lenhosa, mantendo o predomínio de gramíneas altas e herbáceas, necessário às espécies ameaçadas registradas na área. Acreditamos que a manutenção da diversidade da avifauna campestre associada à pecuária extensiva, incluindo populações viáveis de espécies raras e ameaçadas, dependa da implementação de áreas com ausência e baixa intensidade de

pastejo em meio as áreas mais intensamente pastejadas, viabilizando essa importante atividade econômica e cultural aliada a conservação da fauna.

4.6. AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Universidade Federal do Pampa e ao Laboratório de Biologia de Mamíferos e Aves (LABIMAVE) pela oportunidade de desenvolvimento deste estudo. Somos gratos ao Dr. Felipe Zilio pelas considerações e sugestões, desde primeiras versões desse artigo. Agradecemos também à José Paulo Souto Dias e família pelo acesso a parte da área de estudo e à Adão Fernando Miranda Marques pelo auxílio durante as amostragens. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

4.7. REFERÊNCIAS

- ANDRADE, B. O., DRÖSE, W., AGUIAR, C. A. D., AIRES, E. T., ALVARES, D. J., BARBIERI, R. L., ... & MENDONÇA JUNIOR, M. D. S. 2023. 12,500+ and counting: biodiversity of the Brazilian Pampa. **Frontiers of Biogeography** 15.2, e59288.
- ARCHER, S. R., ANDERSEN, E. M., PREDICK, K. I., SCHWINNING, S., STEIDL, R. J., & WOODS, S. R. 2017. Woody plant encroachment: causes and consequences. **Rangeland systems: Processes, management and challenges**, 25-84.
- 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. **Journal of Field Ornithology** 83(3): 217-246.
- BELTON, WILLIAM. 1994. **Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia**. São Leopoldo, Editora Unisinos. 584p.
- BENCKE, G. A. 2009. Diversidade e conservação da fauna dos campos do sul do Brasil. *In*: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S. & JACQUES, A. V. A. eds. **Campos Sulinos- conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p.101-121.

BENCKE, G. A.; FONTANA, C. S.; DIAS, R. A.; MAURÍCIO, G. N. & MÁHLERJR, J. K. F. 2003. Aves. *In*: FONTANA, C. S.; BENCKE, G. A. & REIS, R. E. eds. **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Edipucrs. P.189-479.

BILENCA D.N. & MIÑARRO F.O. 2004. **Identificación de áreas valiosas de pastizal em las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil**. Fundación Vida Silvestre Argentina 320.

BOLDRINI, ILSI I.; EGGERS, LILIAN. 1997. Directionality of succession after grazing exclusion in grassland in the South of Brazil. **Coenoses** 12 (2/3): 63-66.

DA SILVA, THAIANE W.; FONTANA, CARLA S. 2020. Success of active restoration in grasslands: a case study of birds in southern Brazil. **Restoration Ecology** 28(3): 512-518.

DA SILVA, THAIANE WEINERT; LINDENMAYER, DAVID; FONTANA, CARLA SUERTEGARAY. 2019. Passive restoration contributes for conserving birds in the Brazilian Pampa grasslands. **Journal of Field Ornithology** 90(4): 295-308.

DERNER, J. D.; LAUENROTH, W. K.; STAPP, P. & AUGUSTINE, D. J. 2009. Livestock as ecosystem engineers for grassland bird habitat in the western Great Plains of North America. **Rangeland Ecology & Management** 62(2): 111-118.

DEVELEY, P. F.; SETUBAL, R. B.; DIAS, R. A. & BENCKE, G. A.. 2008. Conservação das aves e da biodiversidade no bioma Pampa aliada a sistemas de produção animal. **Revista Brasileira de Ornitologia** 16(4): 308-315.

DIAS, R. A. 2013. Padrões de diversidade em comunidades de aves relacionados a variáveis de habitat em campos temperados do sudeste da América do Sul. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

DIAS, R. A.; BASTAZINI, V. A. & GIANUCA, A. T. 2014. Bird-habitat associations in coastal rangelands of southern Brazil. **Iheringia, Série Zoologia** 104(2): 200-208.

DIAS, R. A.; GIANUCA, A. T.; VIZENTIN-BUGONI, J.; GONÇALVES, M. S. S.; BENCKE, G. A. & BASTAZINI, V. A. 2017. Livestock disturbance in Brazilian grasslands influences avian species diversity via turnover. **Biodiversity and Conservation** 26: 2473-2490.

DINERSTEIN, E.; OLSON, D. M. & GRAHAM, D. J. 1995. **A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean**. Washington, DC, World Bank. 129p.

ECHER, R.; DA CRUZ, J. A. W.; ESTRELA, C. C.; MOREIRA, M. & GRAVATO, F. 2015. Usos da terra e ameaças para a conservação da biodiversidade no bioma Pampa, Rio Grande do Sul. **Revista Thema** 12(2): 4-13.

FISHER, RYAN J.; DAVIS, STEPHEN K. 2010. From Wiens to Robel: a review of grassland-bird habitat selection. **The Journal of Wildlife Management** 74(2): 265-273.

FONTANA C. S. & BENCKE, G. A. 2015. Biodiversidade de Aves. *In*: PILLAR, V. D. & LANGE, O. eds. **Os Campos do Sul**. Porto Alegre, Rede Campos Sulinos, UFRGS. P. 91-100.

FRANZ, I; AGNE, C. E.; BENCKE, G. A.; BUGONI, L. & DIAS, R. A. 2018. Four decades after Belton: a review of records and evidences on the avifauna of Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia** 108: e2018005.

GONÇALVES, J. O. N.; GIRARDI-DEIRO, A. M. 1986. Efeito de três cargas animais sobre a vegetação de pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 21(5): 547-554.

GREGORY, RICHARD D.; GIBBONS, DAVID W.; DONALD, PAUL F. 2004. Bird census and survey techniques. *In*: SUTHERLAND, WILLIAM J.; NEWTON, IAN & GREEN, RHYS E. **Bird ecology and conservation**. New York, Oxford University Press, p. 17-56.

HASENACK, H., WEBER, E. J., BOLDRINI, I. I., TREVISAN, R., FLORES, C. A., & DEWES, H. 2023. Biophysical delineation of grassland ecological systems in the State of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. **Iheringia, Série Botânica** v. 78: e2023001.

HERZOG, S. K.; KESSLER, M. & CAHILL, T. M. 2002. Estimating species richness of tropical bird communities from rapid assessment data. **The Auk** 119(3): 749-769.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA (IBGE). 1993. Mapa de Vegetação do Brasil. Vol. 1. Rio de Janeiro: IBGE.

ISACCH, JUAN PABLO; CARDONI, DANIEL AUGUSTO. Different grazing strategies are necessary to conserve endangered grassland birds in short and tall salty grasslands of the flooding Pampas. **The Condor**, v. 113, n. 4, p. 724-734, 2011.

JACOBOSKI, L. I.; PAULSEN, R. K. & HARTZ, S. M. 2023. Does encroachment of shrubs over grasslands affect the behavior and habitat use of *Culicivora caudacuta*? **Ornithology Research**, v. 31, n. 2, p. 103-110.

JACOBOSKI, LUCILENE INÊS; PAULSEN, RAQUEL KLEIN; HARTZ, SANDRA MARIA. 2017. Bird-grassland associations in protected and non-protected areas in southern Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation** 15(2): 09-114.

LOUAULT, F.; PILLAR, V. D.; AUFRÈRE, J.; GARNIER, E. & SOUSSANA, J. F.. 2005. Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. **Journal of Vegetation Science** 16(2): 151-160.

MARTELL, RAFAEL WOLTER. 2015. Comunidades de aves associadas a diferentes fisionomias em área campestre sob uso pastoril no bioma Pampa.

MÜLLER, S. C.; OVERBECK, G. E.; PFADENHAUER, J. & PILLAR, V. D. 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. **Plant Ecology** 189: 1-14;

NABINGER, C.; MORAES, A. & MARASCHIN, G. E. 2000. Campos in Southern Brazil. *In*: LEMAIRE, G.; HODGSON, J.; MORAES, A.; NABINGER, C. & CARVALHO, P. C. F. eds. **Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology**. Wallingford, CABI Publishing, p. 355-376.

OLSON, D. M.; DINERSTEIN, E.; WIKRAMANAYAKE, E. D.; BURGESS, N. D.; POWELL, G. V.; UNDERWOOD, E. C.; ... & KASSEM, K. R. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. **BioScience** 51(11): 933-938.

OVERBECK, G. E., MÜLLER, S. C., FIDELIS, A., PFADENHAUER, J., PILLAR, V. D., BLANCO, C. C., ... & FORNECK, e. d. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, 9(2), 101-116.

OVERBECK, G. E.; BOLDRINI, I. I.; DO CARMO, M. R. B.; GARCIA, E. N.; MORO, R. S.; PINTO, C. E.; TREVISAN, R. & ZANNIN, A. 2015. Fisionomia dos campos. *In*: PILLAR, V. D. & LANGE, O. eds. **Os Campos do Sul**. Porto Alegre, Rede Campos Sulinos, UFRGS, p. 31-42.

PACHECO, J. F., SILVEIRA, L. F., ALEIXO, A., AGNE, C. E., BENCKE, G. A., BRAVO, G. A., ... & DE Q. PIACENTINI, V. 2021. Annotated checklist of the 53outh of Brazil by the Brazilian

Ornithological Records Committee—second edition. **Ornithology Research** 29(2): 94-105.

PEEL, MURRAY C.; FINLAYSON, BRIAN L.; MCMAHON, THOMAS A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and earth system sciences** 11(5): 1633-1644.

PILLAR, V. D. & QUADROS, F. L. F. 1997. Grassland-forest boundaries in Southern Brazil. **Coenoses** 12(2-3): 119-126.

PILLAR, V. D.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. D. S. & JACQUES, A. V. A. 2009. **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 403p.

ROBBINS, CHANDLER S. 1981. Effect of time of day on bird activity. **Studies in avian biology** 6(3): 275-286.

ROSONI, J. R. R.; FONTANA, C. S.; CARLOS, C. J. 2020. Nests, eggs, clutch size, and nestlings of the Chestnut Seedeater (*Sporophila cinnamomea*), a vulnerable species of South America. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 132, n. 4, p. 998-1007.

ROVEDDER, A. P. M. 2013. Bioma Pampa: relações solo-vegetação e experiências de restauração. Anais do LXIV Congresso Nacional de Botânica: botânica sempre viva [e] XXXIII ERBOT Encontro Regional de Botânicos MG, BA e ES.

SERAFINI PP (Org). 2013. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Passeriformes Ameaçados dos Campos Sulinos e Espinilho. ICMBio, Brasília.

STEFFEN, T. F. 2017. Influência da carga animal na comunidade de aves campestres no sistema ecológico Campo de Solos Rasos, sudeste da América do Sul. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Biodiversidade, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SÜHS, RB.; GIEHL, E. L. H.; PERONI, N. 2020. Preventing traditional management can cause grassland loss within 30 years in southern Brazil. **Scientific Reports**. 10:783.

Terrestrial ecoregions of the world. WORLD WILDLIFE FUND (WWF). 2017. Disponível em: < <https://www.worldwildlife.org/publications/terrestrial-ecoregions-of-the-world> >. Acesso em 23 de abril de 2023.

TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBÖRGER, K., WICHMANN, M. C., SCHWAGER, M., & JELTSCH, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of biogeography** 31(1): 79-92.

VICKERY, P. D., TUBARO, P. L., CARDOSA DA SILVA, J. M., PETER JOHN, B. G., HERKERT, J. R., & CAVALCANTI, R. B. 1999. Conservation of grassland birds in the Western Hemisphere. **Studies in avian biology** 19: 2-26.

5. ARTIGO 2

BREJOS E CAMPOS ÚMIDOS DO PAMPA BRASILEIRO: EFEITOS DA ESTRUTURA DO HÁBITAT E IMPACTOS ANTRÓPICOS SOBRE AVES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO

Luciano Lopes Marques ^(1,2) e Carlos Benhur Kasper ⁽¹⁾

¹ Laboratório de Biologia de Mamíferos e Aves (LABIMAVE), Universidade Federal do Pampa, São Gabriel, Rio Grande do Sul.

² Autor correspondente: luciano1marques28@gmail.com

RESUMO: Os brejos e campos úmidos, na região do Pampa brasileiro, abrigam uma variedade de espécies de aves ameaçadas de extinção, que dependem necessariamente destes ambientes para abrigo, nidificação e/ou obtenção de alimento. Tais ambientes são observados principalmente em linhas de drenagem naturais de relevos ondulados e em áreas de várzea em relevos planos. A vegetação destes ambientes, que cresce sobre solos úmidos ou encharcados, geralmente é mais complexa e estruturada que a paisagem no entorno e é protegida por lei, pois tratam-se de áreas de preservação permanente. Sendo assim, estes ambientes comumente são os únicos remanescentes de vegetação nativa em áreas modificadas por monoculturas e, quando inseridos em locais com pecuária extensiva, estão sujeitos ao pisoteio do gado e outras potenciais ameaças a estes ambientes. Este estudo objetivou entender os efeitos de variáveis ambientais referentes à vegetação, uso do solo no entorno, dimensões físicas e impactos antrópicos em brejos e campos úmidos sobre a ocorrência de nove espécies de aves ameaçadas de extinção ou dependentes destes ambientes (*Sporophila cinnamomea*, *S. pileata*, *S. palustris*, *Xanthopsar flavus*, *Heteroxolmis dominicanus*, *Limnoctites rectirostris*, *Phacellodomus striaticollis*, *Culicivora caudacuta* e *Polystictus pectoralis*). Foram amostrados 108 pontos em 44 brejos e campos úmidos nas regiões da Campanha Central e Meridional do Rio Grande do Sul, durante a primavera/verão de 2022/2023. Além do registro das

espécies de interesse, foram medidas as variáveis ambientais à campo e com auxílio de imagens de satélite. Análises de componentes principais, regressões e correlações ajudaram a evidenciar os efeitos sobre a ocorrência das espécies. A ocorrência das espécies alvo foi favorecida por maiores disponibilidades de brejos e campos úmidos nos arredores, bem como por dois tipos de vegetação. Espécies do gênero *Sporophila* e *C. caudacuta*, por exemplo, foram favorecidas pela ocorrência de gramíneas altas, enquanto *X. flavus* e *L. rectirostris*, dentre outras, estiveram mais relacionados a ocorrência de gravatás. A cobertura moderada de arbustos aparentemente é um recurso importante para as espécies avaliadas. A ocorrência de impactos antrópicos, principalmente a construção de açudes e a drenagem dos brejos/campos úmidos afeta negativamente a ocorrência das espécies. Ambientes onde foi observado um avanço excessivo de vegetação lenhosa também desfavoreceram a ocorrência das espécies avaliadas. Estes resultados resumem os principais requisitos à ocorrência destas espécies na região, bem como as ameaças e fatores limitantes à sua ocorrência. O respeito às áreas de preservação permanente e a adoção de estratégias de manejo para manter as características da vegetação das quais estas espécies dependem são essenciais à ocorrência de populações viáveis na região, que abriga boa parte da comunidade de aves campestres ameaçadas do Pampa Brasileiro.

PALAVRAS-CHAVE: arbustos, campos subtropicais, conservação, gravatás, requerimentos ecológicos.

ABSTRACT: Marshes and wet grasslands in the Brazilian Pampa region are home for several endangered bird species. These birds depend of these environments for shelter, nesting and/or forage. Such environments are observed mainly in natural drainage lines in wavy reliefs and in low floodplain areas in flat reliefs. The vegetation in these environments, which grows on humid or waterlogged soils, is generally more complex and structured than the surrounding landscape and is protected by law, as areas of permanent preservation. These environments often represent the only remaining of native vegetation in areas modified by monocultures. When inserted in areas with extensive livestock farming, they are subject to cattle trampling and other potential threats to these environments. This study aimed to understand the effects of environmental variables relating to vegetation, surrounding land use, physical dimensions and anthropogenic impacts in marshes and wet grasslands on the occurrence of nine threatened bird species or dependent on these environments (*Sporophila cinnamomea*, *S. pileata*, *S. palustris*,

Xanthopsar flavus, *Heteroxolmis dominicanus*, *Limnoctites rectirostris*, *Phacellodomus striaticollis*, *Culicivora caudacuta* and *Polystictus pectoralis*). We sampled 108 points in 44 marshes / wet grasslands in the Central and Meridional Campanha regions of Rio Grande do Sul, during the spring/summer of 2022/2023. The presence of the focal bird species and environmental variables were measured in each sampled point. Principal component analyses, regressions and correlations helped to highlight the effects on species occurrence. The occurrence of the focal species was favored by the amount of marshes and wet grasslands availability, as well as by two types of vegetation. Species of the genus *Sporophila* and *C. caudacuta*, for example, were favored by the occurrence of tall grasses, while *X. flavus* and *L. rectirostris*, among others, were more related to the occurrence of gravatas. Moderate shrub cover appears to be an important resource for the species evaluated. The occurrence of anthropogenic impacts, especially the construction of dams and the drainage of marshes/ wet grasslands are related to the occurrence of the species. The excessive growth of woody vegetation was commonly observed, which also hindered the occurrence of the evaluated species. These results summarize the main requirements for the occurrence of these species in the region, as well as the threats and factors limiting their occurrence. Respect for permanent preservation areas and the adoption of management strategies to maintain the characteristics of the vegetation on which these species depend are essential for the occurrence of viable populations in the region, which is home to a large part of the threatened grassland bird community of the Brazilian Pampa.

KEYWORDS: Conservation, Ecological requirements, gravatas, shrubs, subtropical fields.

5.1. INTRODUÇÃO

O Estado do Rio Grande do Sul é coberto majoritariamente pelos campos característicos do bioma Pampa. O Pampa ocupa toda a metade sul do território gaúcho, formando, no noroeste do Estado, um mosaico com a Mata Atlântica, bioma que se estende pelo restante de sua metade norte (Rambo, 1956; IBGE, 2019). Apesar do predomínio de vegetação campestre no Pampa e de vegetação florestal na Mata Atlântica, ocorrem diversas formações em ambos, como resultado da influência de diferentes condições climáticas, edáficas e de relevo (Boldrini, 2009; Cordeiro & Hasenack, 2009; Hasenack et al., 2023). Esta região é contígua aos campos do Uruguai e parte da Argentina, que juntos constituem os Pastizales del Rio de La Plata, uma das maiores áreas de pastagem em clima temperado do mundo (Bilenca & Miñarro, 2004; Overbeck et al., 2015). Tal área abriga uma rica diversidade de aves campestres, várias delas ameaçadas de extinção (Vickery et al., 1999; Azpiroz et al., 2012). No Rio Grande do Sul, a grande variedade de ambientes proporciona a ocorrência de centenas de espécies de aves, adaptadas a todos os tipos de hábitat (Cody, 1985; Belton, 1994). Ao menos 709 espécies já foram registradas (Franz et al., 2018), das quais 567 ocorrem na porção do Pampa, com um número considerável de espécies ameaçadas de extinção (Andrade et al., 2023).

Considerando apenas as espécies ocorrentes na porção brasileira do Pampa, 61 estão enquadradas em alguma categoria de ameaça de extinção, incluindo as classificações a nível estadual, nacional e global (Andrade et al., 2023). Chama atenção o fato de um mesmo conjunto de ambientes, os brejos e campos úmidos, serem de grande importância para várias das espécies ameaçadas (Develey et al., 2008; Bencke, 2009; Azpiroz et al., 2012; Dias, 2013; Dias et al., 2014; Martell, 2015; Jacoboski et al., 2017). Estes ambientes se desenvolvem nas partes baixas de relevos ondulados, linhas de drenagem entre as coxilhas ou em áreas planas alagáveis, adjacentes à cursos d'água, denominadas várzeas (Develey et al., 2008; Fontana & Bencke, 2015). Sua vegetação mais estruturada e densa que a paisagem normalmente campestre de seus arredores, fornece abrigo, alimento e é local de nidificação de várias espécies ameaçadas (Develey et al., 2008; Bencke, 2009).

A ocupação destes ambientes pelas espécies está intimamente relacionada a estrutura de sua vegetação (Bencke, 2009; Fisher & Davis, 2010), que pode variar de acordo com a composição da flora no local (Simioni & Guasselli, 2017) e o uso da terra em seus arredores (Heinz, 2011). O veste-amarela (*Xanthopsar flavus*) e a noivinha-de-rabo-preto (*Heteroxolmis dominicanus*), por exemplo, costumam nidificar em ambientes dominados por gravatás e densas gramíneas altas (Belton, 1994; Dias, 2018). Já caboclinhos (*Sporophila* sp.) e papa-moscas (especialmente *Culicivora caudacuta*) estão intimamente relacionados a pastagens densas e altas (Tubelis & Cavalcanti, 2000; Bencke, 2009; Azpiroz et al., 2012). O arredio-do-gravatá (*Limnoctites rectirostris*), por sua vez é, provavelmente, a espécie com maior especialização dentre as habitantes dos brejos, tendo sido registrado exclusivamente naqueles dominados por gravatás (*Eryngium pandanifolium* Cham. & Schltldl.) (Belton, 1994; Dias, 2008; Bencke et al., 2010; Larre, 2017).

A forma como as espécies utilizam os brejos e campos úmidos pode variar de acordo com os seus hábitos e dieta. A maioria das espécies ameaçadas de extinção aqui citadas, além de se abrigarem e reproduzirem nestes ambientes, obtêm neles o seu alimento, dificilmente sendo observadas em outros ambientes (Bencke, 2009; Larre, 2017). O veste-amarela (*Xanthopsar flavus*) e a noivinha-de-rabo-preto (*Heteroxolmis dominicanus*) são uma exceção a isto. Eles forrageiam nas áreas abertas de entorno às áreas úmidas, como campos nativos ou em áreas de cultivos anuais, mas necessitam da presença dos brejos e campos úmidos para abrigo e nidificação (Belton, 1994; Bencke et al., 2003; Bencke, 2009; Fontana & Bencke, 2015; Dias, 2018). Além das espécies ameaçadas citadas anteriormente, existem outras que aparentam estar relacionadas com os brejos e capinzais higrófilos. É o caso do tio-tio (*Phacellodomus striaticollis*) que, no Brasil, é registrado apenas na Campanha gaúcha e no Planalto (também chamados de Campos de Cima da Serra, que abrangem partes dos três estados do sul do país). Esta espécie habita áreas com arbustos e capoeiras, perto da água (Belton, 1994), mas é mais frequentemente observada em brejos (observação pessoal). Apesar de não estar ameaçada de extinção, a espécie apresenta uma distribuição restrita e aparentemente disjunta no Brasil, além de uma biologia pouco conhecida. Sendo assim, a inclusão de *P. striaticollis* neste estudo será uma boa oportunidade para a obtenção de dados sobre o hábitat dessa espécie, pouco estudada até então. Além da associação de várias espécies ameaçadas a tais ambientes, eles desempenham um importante papel para a biodiversidade e a avifauna

como um todo, abrigando uma comunidade de aves distinta e apresentando maiores diversidades e abundâncias em relação aos ambientes do entorno (Develey et al., 2008; Bencke, 2009).

A conversão dos campos nativos e a descaracterização dos brejos e campos úmidos representam a maior ameaça para as aves ameaçadas de extinção associadas a eles (Azpiroz et al., 2012; Welter, 2015; Dias, 2018). Apenas nos últimos 30 anos, os campos do sul do Brasil tiveram cerca de 25% de sua área substituída, principalmente por plantações de soja e *Eucalyptus* sp. (Overbeck et al., 2007). Tal conversão desestabiliza o ecossistema local, levando à perda de hábitat de muitas espécies (Pillar et al., 2015). Os brejos e campos úmidos comumente são os únicos remanescentes de vegetação nativa em áreas convertidas em cultivos, por serem considerados Áreas de Preservação Permanente (APPs) ou pela dificuldade de plantio (Vélez-Martin et al., 2015; Rio Grande do Sul, 2020). A instalação de cultivos ao redor destes ambientes pode torná-los mais secos e modificar sua vegetação, com o avanço de vegetação lenhosa, afetando as espécies mais sensíveis (Machado et al., 2008; Larre, 2017; Bernardi, 2021). Mesmo em áreas de vegetação campestre nativa, utilizadas para pecuária extensiva, os brejos e capinzais úmidos das baixadas são, geralmente, os únicos locais com vegetação bem estruturada, capaz de fornecer abrigo e locais próprios para a nidificação. Isto ocorre pois o pastejo, normalmente, não permite a estruturação da vegetação nos topos e encostas de coxilhas (Bencke, 2009). Ainda assim, o gado pode afetar os brejos e campos úmidos através do pastejo e pisoteio, uma vez que estes ambientes não costumam ser cercados, possibilitando o acesso do gado. Além disto, os brejos e campos úmidos podem ser impactados por roçadas, queimadas e construção de açudes (Machado et al., 2008, Develey et al., 2008; Larre, 2017; Bernardi, 2021). Estas ações antrópicas são potenciais causadoras do declínio de populações de espécies ameaçadas de extinção, através da destruição de ninhos, degradação e perda de hábitat (Dias, 2018).

Os impactos exercidos sobre os brejos e campos úmidos e seus arredores são reconhecidos como ameaças às espécies mais sensíveis que os habitam (Vélez-Martin et al., 2015; Dias, 2018; Bernardi, 2021). No entanto, se faz necessária uma avaliação que considere as diversas variáveis, inerentes a estrutura do ambiente e às ações antrópicas, que podem estar envolvidas na utilização destes ambientes por aves ameaçadas de extinção. Soma-se a isto, a necessidade da obtenção de dados sobre as espécies de interesse na metade sul no Estado, uma vez que a maioria dos trabalhos focados nestas

espécies foram desenvolvidos em outras regiões, principalmente nos campos de cima da serra. A região central do Pampa brasileiro conta com registros de todas as espécies de interesse para este estudo. Em algumas localidades existem registros, depositados em plataformas de ciência cidadã, de praticamente todas elas. Isto sugere a existência de áreas com condições apropriadas à ocorrência de várias destas espécies, indicando a possibilidade de conservá-las em uma mesma região. Sendo assim, este trabalho será uma boa oportunidade para a identificação das variáveis relacionadas a ocorrência de cada espécie. Isto pode vir a auxiliar na identificação de áreas prioritárias para a conservação, o que é de extrema importância no contexto do Pampa, que é o bioma com menor área protegida do país.

Neste estudo pretende-se testar quatro hipóteses: 1) As espécies não ocorrem de maneira uniforme nos brejos e campos úmidos; Supõe-se que cada espécie responderá diferentemente às variáveis de habitat consideradas nesse estudo. 2) Espera-se encontrar uma relação positiva entre o tamanho (área) de brejos/capinzais higrófilos com a riqueza e abundância das espécies de interesse; Esta relação positiva entre o tamanho de ambientes e sua riqueza e abundância de espécies é uma tendência geral observada em diversos ambientes, nos quais o aumento do tamanho das áreas fornece maior variedade de recursos, o que esperamos observar também para os brejos/capinzais higrófilos. 3) A estrutura e composição da vegetação estará diretamente relacionada à presença e abundância das diferentes espécies alvo desse estudo; Análises exploratórias poderão indicar quais elementos da vegetação tem mais influência sobre cada espécie, mas algumas relações são esperadas, tais como: a relação positiva entre a abundância do gravatá (*Eryngium pandanifolium* Cham. & Schltdl.), e do arredio-do-gravatá (*Limnactites rectirostris*); Uma relação negativa de *L. rectirostris* ao aumento da presença de outros tipos de vegetação em meio aos gravatás, como vassouras e arvoretas; Uma relação positiva da ocorrência e abundância de caboclinhos (*Sporophila* spp.) com a proporção de gramíneas em meio aos brejos/capinzais higrófilos. 4) A ocorrência das espécies de interesse (ou de parte delas) será negativamente afetada pela presença de impactos antrópicos nos brejos; Este cenário é esperado pois tais impactos são tidos como uma das principais ameaças às espécies alvo deste estudo, alterando as características do hábitat ou eliminando-o. Apesar do efeito destas variáveis não ter sido avaliado até então, o conhecimento prévio dos hábitos destas espécies nos permite prever tais relações.

5.2. MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1. Área de estudo

A região onde o estudo foi desenvolvido compreende uma área de aproximadamente 125 X 65 km de extensão, situada na região central do Pampa brasileiro. Esta área engloba partes dos municípios de Rosário do Sul, São Gabriel, Santa Margarida do Sul e Lavras do Sul (Figura 1). O clima na região é subtropical úmido Cfa, com estações definidas e chuvas bem distribuídas ao longo do ano (Peel et al., 2007), condições que podem variar com a ocorrência de fenômenos climáticos e que vem sendo alteradas pelas mudanças no clima. O relevo sub-montano varia de suavemente ondulado a ondulado (Hasenack et al., 2023), com altitudes entre 79 e 424 metros acima do nível do mar, nos locais de amostragem. A porção norte da área de estudo está inserida na região da depressão central, caracterizada pelos campos sub-montanos interiores. Seguindo na direção sul/sudeste, passa pelos campos gramíneos, até o sul da área de estudo, região que margeia a serra do sudeste, coberta por campos arbustivos (Hasenack et al., 2023). Todos os municípios citados anteriormente possuem registros das espécies de interesse. A ocorrência das espécies nesta região, registrada em plataformas de ciência cidadã e/ou na literatura científica, além de observações pessoais do autor, foi o principal critério para a sua escolha como área de estudo. Mesmo que um ou mais municípios não conte com registros das espécies de interesse, eles estão inseridos dentro de suas distribuições geográficas, sendo, portanto, regiões de possível ocorrência.

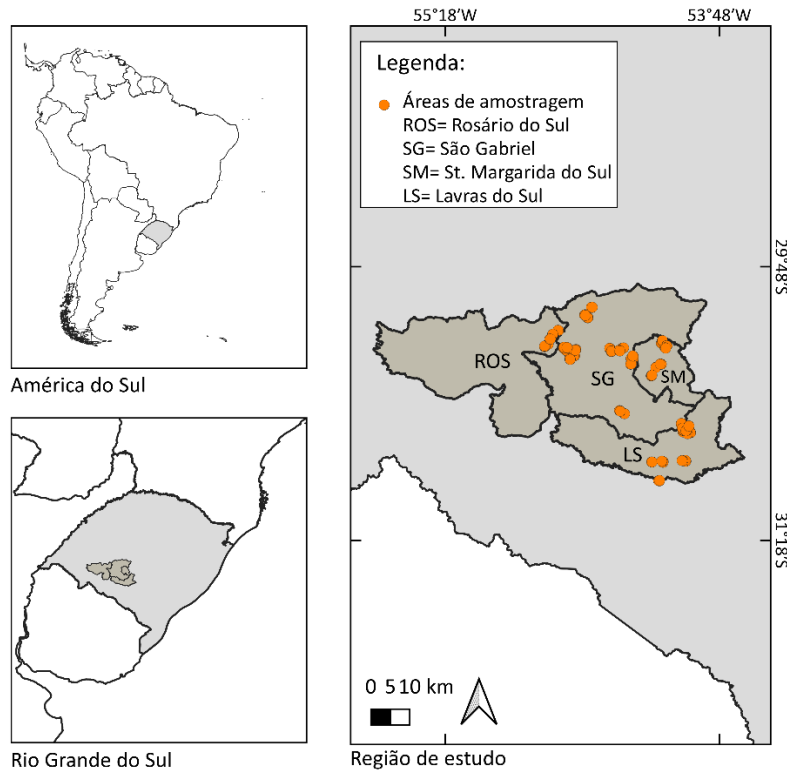


Figura 1: Mapa de localização, destacando os municípios que fazem parte da região de estudo, bem como a distribuição das áreas de amostragem (n= 44). Diversas áreas aparecem sobrepostas, pois o distanciamento mínimo de 1 km entre elas não fica evidente no mapa, dada a sua escala. Além disso, os círculos que as representam estão fora da escala do mapa, para que seja possível visualizá-los.

Os brejos e campos úmidos possuem uma distribuição relativamente ampla ao longo da área de estudo. Parte destes ambientes foi identificada durante deslocamentos pelas rodovias e estradas vicinais da região. As imagens de satélite, disponíveis no software Google Earth, foram a ferramenta mais utilizada para esta identificação, sempre considerando a acessibilidade dos locais por meio de estradas. Após a identificação dos locais com brejos e campos úmidos, foi verificada a possibilidade prática de acesso às áreas, e autorizações dos respectivos proprietários.

As áreas onde os locais de estudo estão inseridos são utilizadas, em sua maioria, para pecuária extensiva ou para o cultivo de grãos, principalmente soja. Nas áreas cultivadas, a identificação dos brejos e campos úmidos por meio de imagens de satélite se mostrou bastante precisa. Isto porque tais áreas são geralmente os únicos remanescentes de vegetação, assim como pequenas matas, mantidos em meio aos cultivos, contrastando visualmente com o restante da área. Em locais cobertos por campo

nativo, apesar deste contraste ser menor, é possível visualizar uma maior massa de vegetação nas partes baixas do relevo, geralmente consistindo nos ambientes de interesse para este estudo. Nos poucos casos em que se constatou à campo que os locais apresentavam outros ambientes, que não brejos e campos úmidos, ou nos quais estes haviam sido suprimidos, desconsiderou-se o local para o estudo.

Previamente às coletas de dados, foram definidas as áreas de amostragem e os seus respectivos pontos onde os dados foram obtidos. As áreas de amostragem possuem raio de 500 metros, dentro dos quais foram alocados de um a quatro pontos de amostragem, a depender da disponibilidade de brejos e campos úmidos. Cada área possui distanciamento mínimo de 1 km, visando assegurar a independência amostral de cada uma. Pelo mesmo motivo, cada ponto de amostragem foi alocado com um distanciamento mínimo de 250 metros em relação a outro(s) ponto(s). Estes distanciamentos aumentam a probabilidade de independência amostral, diminuindo as chances de um mesmo indivíduo ser registrado em mais de um ponto, especialmente os de espécies com vocalizações de longo alcance (Vielliard et al., 2010). Todas estas medições foram realizadas com ferramentas do software Google Earth. Os pontos de amostragem sempre foram alocados sobre brejos e campos úmidos, a partir do qual foram realizadas observações das espécies de interesse, considerando um raio de 50 metros.

5.2.2. Amostragem

A coleta de dados foi dividida em duas etapas, sendo uma delas à campo e outra posteriormente. À campo, foram realizadas as amostragens de aves e de atributos de vegetação nos brejos e campos úmidos. Em outro momento, as demais variáveis foram identificadas e medidas com o auxílio de imagens de satélite e ferramentas disponíveis no Google Earth. As amostragens de aves foram realizadas entre novembro de 2022 e março de 2023. Este período compreende a primavera e verão, quando as espécies alvo do estudo nidificam nos brejos e campos úmidos (Bencke, 2009). Além disto, apenas durante estas estações é possível encontrar todas as espécies de interesse desse estudo, na região. Isto porque as três espécies do gênero *Sporophila* são migratórias, deslocando-se para as regiões centrais do Brasil, onde passam o restante do ano durante seu descanso reprodutivo (Silva, 1999; Bencke et al., 2003).

As amostragens de aves iniciaram-se nas primeiras horas do dia, evitando ultrapassar o meio da manhã, devido à diminuição da atividade das aves durante as horas mais quentes (Robbins, 1981). Em cada ponto, as aves foram amostradas antes da vegetação, para evitar a movimentação dentro da área antes do início da contagem de aves, o que poderia afugentá-las. Tal amostragem se deu pelo método de pontos de observação e escuta (Gregory et al., 2004). Imediatamente à chegada dos observadores a cada ponto, iniciava-se a amostragem de aves, com duração de 20 minutos por ponto. Apesar de 10 minutos de amostragem serem considerados suficientes para regiões temperadas (Betini, 2001), adotamos um tempo maior devido ao hábito discreto de algumas espécies de interesse, que passam muito tempo entremeadas na vegetação, podendo serem subamostradas. Procurando evitar essa subamostragem, utilizamos a técnica do playback, que aumenta a chance de detecção destas espécies (Gregory et al., 2004). Após os 10 minutos iniciais de observação e escuta passiva, foi utilizado o playback pelos 10 minutos restantes. Com o auxílio de uma caixa de som portátil, foram reproduzidas de forma aleatória as vocalizações das espécies de interesse, com intervalos de 30 segundos entre cada uma. Durante os 20 minutos, foram realizadas contagens de indivíduos das espécies alvo do estudo, dentro de um raio de 50 metros em relação ao ponto de amostragem. Tomou-se nota do momento de registro de cada indivíduo (antes ou após o playback) e se este encontrava-se dentro do brejo/campo úmido ou nos seus arredores.

Logo após o término de cada amostragem de aves, foram realizadas as amostragens de vegetação nos mesmos pontos. Para isto, foram adotadas duas técnicas: amostragem de perfil da vegetação e amostragem de quadrantes. Para a amostragem do perfil, foi estendida uma corda de 10 metros de comprimento sobre a vegetação do brejo/campo úmido. Ao longo destes 10 metros, foram contabilizados o número de indivíduos de cada tipo de vegetação que estavam sob a corda, para posterior estimativa de porcentagem de cada um destes no perfil. Os tipos de vegetação considerados no perfil, previamente identificados como sendo os principais componentes dos brejos e campos úmidos da região, são: gramíneas e herbáceas, gravatás, arbustos, arvoretas e árvores. A porcentagem de gramíneas e herbáceas no perfil foi estimada visualmente, devido à complexidade deste tipo de vegetação e ao número de indivíduos geralmente muito elevado. Já a porcentagem dos demais tipos no perfil foi estimada com base na quantidade de indivíduos e na largura média atribuída a cada tipo. Para amostragem de quadrantes,

foi utilizado um quadrado medindo 1 metro x 1 metro, confeccionado com canos de PVC. Foram amostrados três quadrantes por ponto, localizados aos 0, 5 e 10 metros do perfil e dispostos na base da vegetação. Dentro de cada quadrante, foram estimadas visualmente as porcentagens de cobertura das seguintes categorias: solo exposto, água visível, vegetação rasteira/gramíneas, gramíneas altas, herbáceas não-gramíneas, arbustos e gravatás (*Eryngium pandanifolium* Cham. & Schltdl.) Tais tipos foram considerados por serem os principais representados nestes ambientes e pela influência já relatada de alguns destes sobre a comunidade de aves (Fisher & Davis, 2010). Foram calculadas as médias de cada tipo de vegetação entre os três quadrantes amostrados em cada ponto. Nos perfis e quadrantes, a soma das porcentagens de cada tipo de vegetação é igual a 100% em cada um. Além destas variáveis relacionadas à estrutura, foi medida também a altura da vegetação, junto a cada um dos quadrantes, sendo calculada posteriormente uma média simples da altura da vegetação em cada ponto.

As demais variáveis consideradas neste estudo são relativas à aspectos do relevo e paisagem dos locais em que os ambientes amostrados estão inseridos, às suas dimensões físicas e às ações antrópicas sobre o ambiente ou seu entorno. A maioria das variáveis citadas a seguir foi identificada/calculada a partir de imagens de satélite e ferramentas disponíveis no software Google Earth. Aquelas não passíveis de mensuração por imagem foram identificadas à campo. Em relação ao relevo, foi classificado como plano ou ondulado. As dimensões físicas calculadas foram a largura do ambiente (brejos e campos úmidos) no ponto de observação, comprimento total do ambiente (m) e a área ocupada pelo ambiente, em hectares, dentro de um raio de 100 metros em relação aos pontos de amostragem. Também foi calculada a área ocupada por brejos e campos úmidos dentro do raio de 500 metros em relação ao centro da área de estudo. Quanto ao uso do solo predominante no entorno dos ambientes, foram considerados: campo nativo, soja, arroz e eucalipto. As outras variáveis dizem respeito à identificação de atividades antrópicas desenvolvidas sobre os brejos/campos úmidos. São elas: drenagem, aterro, roçada, presença de gado, sinais da presença de gado, açude e fogo recente. Estas variáveis serão consideradas pelo seu potencial de descaracterização dos ambientes de interesse do estudo, afetando a comunidade de aves (Bernardi, 2021).

5.2.3. Análise de Dados

Os dados brutos, como número de indivíduos registrados, de áreas e pontos de amostragem com registro de cada espécie, foram organizados em tabelas, bem como os dados referentes à distribuição das riquezas de espécies e abundância de indivíduos nos pontos de observação e áreas de estudo. As tabelas também foram utilizadas para mostrar os intervalos de valores de variáveis da vegetação relacionadas aos registros de cada espécie. Através de ferramentas simples do software Excel 2019, como soma, valor mínimo e máximo, foram verificadas quais variáveis de vegetação eram predominantes nos pontos de observação com registro de cada espécie, assim como o intervalo de ocorrência destas variáveis e a média simples dos valores. Sendo assim, são apresentados os intervalos de ocorrência e a média de altura da vegetação e de vegetação predominante. Para cada espécie de ave avaliada, são apresentadas as duas categorias predominantes de acordo com a amostragem de perfis da vegetação e as duas categorias predominantes nas amostragens por quadrantes. Optou-se por apresentar as duas categorias predominantes de acordo com cada tipo de amostragem, e não uma, pois as duas somadas correspondem à mais da metade da cobertura de vegetação em todos os casos. Em várias situações, esta soma corresponde à mais de 70% da cobertura de vegetação associada à cada espécie. Sendo assim, apresentar as duas categorias predominantes fornece dados mais completos em relação aos tipos de vegetação associada à presença de cada espécie.

Da mesma forma do que foi feito para os dados de vegetação, foram calculados os intervalos e médias de valores relativos às dimensões dos brejos, relacionados à ocorrência de cada espécie. São eles: largura do brejo no ponto de amostragem, comprimento total do brejo amostrado e as áreas cobertas por brejos dentro dos raios de 100 metros em relação aos pontos de observação, e dos raios de 500 metros em relação ao centro das áreas de estudo. Em relação ao relevo e ao uso do solo no entorno dos brejos, foram calculadas as porcentagens de indivíduos de cada espécie registrados em cada tipo de relevo e as porcentagens de indivíduos e média de indivíduos por ponto de acordo com cada tipo de uso do solo no entorno dos brejos. Para as categorias de impactos antrópicos, foram calculados, separadamente para cada espécie, os números absolutos de pontos de observação com a ocorrência de tal categoria bem como a porcentagem destes em relação ao total de pontos com registro de cada espécie. Todos estes dados são apresentados na forma de tabelas.

Utilizando o software Excel 2019, foram feitas regressões lineares simples (nível de confiança de 95%) e análises de correlação utilizando o coeficiente de correlação de Pearson. Estas análises foram feitas para todos os dados de vegetação, relevo, uso do solo no entorno, dimensões dos brejos e impactos antrópicos *versus* dados de ocorrência das espécies de aves, números totais e médias de indivíduos por ponto de observação e por área de estudo. Os valores P (provenientes das regressões) e R (correlações) são apresentados em tabelas. Para as correlações com maiores valores de R, sejam positivos ou negativos, são apresentados os gráficos de dispersão com linha de tendência, também gerados no software Excel.

Foram feitas análises de componentes principais (PCA) utilizando o software PAST (versão 4.13). Os gráficos gerados através destas análises (também no PAST) permitem visualizar quais variáveis estão mais próximas entre si. Foram feitos gráficos de PCA utilizando os registros de todas as espécies e os dados de vegetação, dimensões dos brejos, uso do solo no entorno e impactos antrópicos exercidos sobre os brejos.

5.3. RESULTADOS

Foram amostradas um total de 44 áreas de estudo totalizando 108 pontos de amostragem. Considerando o total de dados coletados, foram obtidos registros de todas as espécies de interesse do estudo. Quanto à riqueza, a variação foi de 0 a 5 espécies, tanto nas áreas de estudo como nos pontos de amostragem (Tabela I). Portanto, em nenhum local foi constatada a presença simultânea de todas as espécies de interesse deste estudo. Além dos números absolutos, a tabela I mostra as porcentagens de áreas de estudo e de pontos de amostragem associados às riquezas observadas. A tabela II apresenta, para cada espécie, o número de indivíduos registrados, de áreas de estudo e pontos de amostragem com registro, bem como as médias de indivíduos registrados por área e por ponto. A abundância total de cada espécie variou de 3 indivíduos, de papa-moscas-canela (*Polystictus pectoralis*) à 201 indivíduos de veste-amarela (*Xanthopsar flavus*). A espécie com menor número de ocorrência áreas de estudo foi *P. pectoralis*, registrada em apenas dois pontos de amostragem em uma única área. A espécie mais registrada foi o tio-tio (*Phacellodomus striaticollis*), detectado em 52 pontos de amostragem inseridos em 27 áreas de estudo (Tabela II).

Tabela I: Números absolutos e porcentagens relativas ao total de áreas de estudo e pontos de amostragem por riqueza de espécies.

Riqueza	N de áreas	% de áreas	N de pontos	% de pontos
0	7	15,90%	28	25,93%
1	10	22,73%	33	30,55%
2	10	22,73%	30	27,77%
3	10	22,73%	13	12,04%
4	6	13,64%	3	2,78%
5	1	2,27%	1	0,93%

Tabela II: Números totais de indivíduos registrados de cada espécie, números totais de áreas de estudo e pontos de amostragem com registro de cada espécie e médias de indivíduos registrados por área de estudo e por ponto de observação, quando presentes.

Espécie	Indivíduos registrados	Áreas com registro	Pontos com registro	Média indivíduos/área	Média indivíduos/ponto
<i>S. cinnamomea</i>	46	15	26	3,07	1,77
<i>S. pileata</i>	67	15	30	4,47	2,23
<i>S. palustris</i>	13	4	5	3,25	2,6
<i>X. flavus</i>	201	8	9	25,12	22,33
<i>H. dominicanus</i>	11	3	4	3,67	2,75
<i>L. rectirostris</i>	16	10	11	1,60	1,45
<i>P. striaticollis</i>	104	27	52	3,85	2,00
<i>C. caudacuta</i>	19	6	10	3,17	1,90
<i>P. pectoralis</i>	3	1	2	3	1,50

Os pontos de amostragem nos quais obteve-se registro de ao menos uma espécie alvo do estudo ($n= 80$) apresentaram alturas de vegetação que variam de 0,50 (altura mínima para várias das espécies) a 2,50 (altura máxima associada à *P. striaticollis*). As médias de altura da vegetação nos pontos com registro de cada espécie apresentam menor variação, de 1,11 m, para o caboclinho-de-chapéu-cinzento (*Sporophila cinnamomea*) à 1,52 m para o arredio-do-gravatá (*Limnocites rectirostris*). Em relação aos pontos sem registros das espécies de interesse ($n= 28$), o intervalo de alturas da vegetação é mais amplo, de 0,40 m à 2,80 m (média= 1,42). A tabela III apresenta, além dos intervalos e médias de altura da vegetação, as categorias de vegetação predominante nos pontos de observação com registro de cada espécie. Para cada uma delas, são apresentadas as duas

categorias predominantes de acordo com as amostragens de perfis da vegetação e as duas categorias predominantes nos quadrantes. Além disto, também são apresentados os intervalos e médias de ocorrência destas categorias de vegetação (Tabela III). Gramíneas e herbáceas, principalmente as gramíneas altas, são o tipo de vegetação predominante que aparece associado à quase todas as espécies avaliadas. Apenas *L. rectirostris* não tem as gramíneas altas como uma de suas categorias de vegetação predominantes, sendo, neste caso, os gravatás. Gravatás são o segundo tipo de categoria de vegetação predominante que mais aparece associado às espécies, estando relacionado à ocorrência do caboclinho-de-papo-branco (*Sporophila palustris*), do veste-amarela (*Xanthopsar flavus*) e da noivinha-de-rabo-preto (*Heteroxolmis dominicanus*). Os únicos outros tipos de vegetação que aparecem entre os predominantes para algumas espécies são as plantas herbáceas e os arbustos.

Tabela III: intervalo e média de altura da vegetação, tipos de vegetação predominante de acordo com amostragens de perfis (P) e quadrantes (Q), intervalos e médias de cobertura de cada tipo de vegetação, medidos nos pontos de amostragem com registro de cada espécie de ave.

Espécie	Intervalo de altura da vegetação (média)	Vegetação predominante (P)	Intervalo de cobertura % (média) (P)	Vegetação predominante (Q)	Intervalo de cobertura % (média) (Q)
<i>S. cinnamomea</i>	0,50 - 1,80 (1,11)	gramíneas/herbáceas	20,00 - 100 (74,69)	gramíneas altas	6,70 - 78,30 (48,54)
		arbustos	0,00 - 50 (15,88)	herbáceas	3,30 - 50,00 (20,63)
<i>S. pileata</i>	0,50 - 1,80 (1,13)	gramíneas/herbáceas	10,00 - 100 (73,80)	gramíneas altas	3,30 - 85,00 (45,51)
		arbustos	0,00 - 45,00 (14,53)	herbáceas	1,70 - 65,00 (24,66)
<i>S. palustris</i>	1,30 - 1,60 (1,46)	gramíneas/herbáceas	20,00 - 70,00 (46,00)	gravatás	16,70 - 63,30 (33,34)
		gravatás	15,00 - 70,00 (37,00)	gramíneas altas	0,00 - 56,00 (28,36)
<i>X. flavus</i>	0,50 - 1,60 (1,25)	gramíneas/herbáceas	15,00 - 100 (54,44)	gravatás	0,00 - 73,40 (29,08)
		gravatás	0,00 - 75,00 (31,66)	gramíneas altas	6,70 - 85,00 (29,07)
<i>H. dominicanus</i>	0,90 - 1,40 (1,12)	gramíneas/herbáceas	25,00 - 85,00 (53,75)	gramíneas altas	20,00 - 66,70 (35,02)
		gravatás	0,00 - 70,00 (33,75)	gravatás	0,00 - 65,00 (30,00)
<i>L. rectirostris</i>	1,20 - 1,90 (1,52)	gravatás	45,00 - 80,00 (64,09)	gravatás	27,67 - 85,00 (63,27)
		gramíneas/herbáceas	10,00 - 30,00 (17,72)	herbáceas	1,70 - 26,70 (12,12)
<i>P. striaticollis</i>	0,50 - 2,50 (1,15)	gramíneas/herbáceas	10,00 - 100 (72,38)	gramíneas altas	0,00 - 81,70 (42,95)
		arbustos	0,00 - 60,00 (16,36)	herbáceas	1,70 - 65,00 (25,18)
<i>C. caudacuta</i>	0,50 - 1,80 (1,17)	gramíneas/herbáceas	70,00 - 100 (87,50)	gramíneas altas	46,70 - 78,30 (55,71)
		arbustos	0,00 - 30,00 (11,50)	herbáceas	18,30 - 43,30 (27,31)
<i>P. pectoralis</i>	1,30 - 1,40 (1,35)	gramíneas/herbáceas	70,00 - 70,00 (70,00)	gramíneas altas	53,40 - 63,40 (58,40)
		arbustos	25,00 - 30,00 (27,50)	arbustos	23,30 - 23,30 (23,30)

A largura dos brejos e campos úmidos nos pontos de observação com registro de pelo menos uma espécie alvo do estudo apresentam uma grande amplitude. Foram obtidos registros de *S. cinnamomea* em trechos de brejos com apenas 20,7 metros de largura, enquanto alguns pontos de observação, com registro do caboclinho-coroado (*Sporophila pileata*), *P. triaticollis* e papa-moscas-do-campo (*Culicivora caudacuta*), chegaram a ter larguras superiores à 200 metros. As médias de largura do ambiente para cada espécie indicam uma associação a áreas relativamente largas, uma vez que todas elas são superiores à 60 metros e a maioria se aproxima de, ou ultrapassa, 100 metros de largura. Além das faixas e médias de largura do ambiente, a tabela IV apresenta, para cada espécie, os intervalos e médias de comprimento dos brejos/campos úmidos com registro, bem como as áreas ocupadas por tais ambientes dentro dos raios de 100 e de 500 metros. Os comprimentos máximos e as médias de comprimento do brejo associados à cada espécie demonstram que estes ambientes comumente se estendem por várias centenas de metros ou por alguns quilômetros. As áreas ocupadas por brejos, principalmente nos raios de 500 metros, apontam para a presença das espécies em paisagens com distintas disponibilidades de ambientes. No entanto, isto não implica em uma utilização uniforme destas áreas, sendo que as análises estatísticas poderão apontar possíveis relações entre esta disponibilidade de ambientes e a presença das espécies de aves.

Tabela IV: intervalos de largura do ponto de observação, do comprimento total do brejo (em metros) e da área (em hectares) ocupada por ambiente brejoso nos raios de 100 metros e de 500 metros em relação ao ponto de observação e ao centro da área de estudo, respectivamente. Os dados são apresentados considerando os locais com registro de cada espécie. Os valores entre parênteses consistem nas médias.

Espécie	Intervalo- largura do ponto (média) (m)	Intervalo- comprimento do brejo (média) (m)	Intervalo- área de brejos raio de 100 metros (média) (ha)	Intervalo- área de brejos raio de 500 metros (média) (ha)
<i>S. cinnamomea</i>	20,7 - 194 (93,81)	294 - 2527 (1383)	0,38 - 2,23 (1,33)	3,62 - 33,19 (12,87)
<i>S. pileata</i>	49,1 - 218 (105,14)	285 - 2033 (949,96)	0,92 - 2,65 (1,62)	5,17 - 22,90 (14,37)
<i>S. palustris</i>	49,7 - 195 (119,58)	625 - 2081 (1115,80)	0,40 - 2,26 (1,37)	1,69 - 19,80 (7,58)
<i>X. flavus</i>	44,5 - 178 (94,53)	555-2024 (1348)	0,79 - 2,37 (1,32)	4,48 - 22,90 (10,44)

<i>H. dominicanus</i>	44,5 - 86,6 (68,57)	152 - 2024 (1428)	0,79 - 1,57 (1,02)	4,48 - 22,30 (13,11)
<i>L. rectirostris</i>	37,3 - 102 (71,20)	371 - 2071 (927,18)	0,48 - 1,91 (1,13)	3,94 - 22,30 (7,99)
<i>P. striaticollis</i>	35,5 - 218 (100,23)	285 - 2228 (1160,96)	0,44 - 2,76 (1,52)	3,62 - 33,19 (13,83)
<i>C. caudacuta</i>	61,4 - 218 (131,66)	471 - 2033 (1280,20)	1,24 - 2,65 (1,94)	11,49 - 33,19 (19,67)
<i>P. pectoralis</i>	107 - 120 (113,50)	1419 - 1419 (1419)	1,79 - 2,17 (1,98)	33,19 - 33,19 (33,19)

Em relação ao relevo das regiões onde os brejos estão inseridos, a grande maioria deles encontra-se sobre relevos que variam de suavemente ondulados a ondulados. Aqui, chamamos apenas de “ondulado” pois não foi medida a intensidade desta ondulação, mas todas as áreas onduladas apresentam uma característica em comum: a presença de coxilhas, entre as quais, nas partes baixas, desenvolvem-se os brejos e campos úmidos. A tabela V mostra que apenas o caboclinho-de-papo-branco (*Sporophila palustris*) foi registrado em áreas de relevo plano (100% dos registros da espécie). Por outro lado, todas as demais espécies tiveram 100% dos seus indivíduos registrados em áreas de relevo ondulado. Independente do relevo, diferentes usos do solo ao redor dos brejos foram identificados e são exibidos na tabela V. Nela, constam a porcentagem de indivíduos registrados em pontos de amostragem circundados pelos diferentes usos do solo, bem como a média de indivíduos registrada por ponto, sob cada uma destas condições. Para a maioria das espécies, as médias de indivíduos registrados foram maiores nos brejos situados em meio à campos nativos, mesmo que estes não necessariamente representem a maioria das áreas com registro da espécie. Ou seja, para algumas espécies, como *S. cinnamomea*, apesar da maioria dos indivíduos ter sido registrada em áreas rodeadas por plantios de soja, a média de indivíduos por ponto de amostragem foi maior em meio à campos nativos. Outras espécies, porém, como *S. palustris* e *C. caudacuta*, tiveram maiores médias de indivíduos registrados em meio à plantios de soja. A maioria das espécies avaliadas também apresentou maiores porcentagens de indivíduos registrados em áreas rodeadas por lavouras de soja. É importante mencionar que isto muito provavelmente não indica que o plantio de soja ao redor dos brejos e campos úmidos favoreça a ocorrência destas espécies. Diversas outras variáveis que foram consideradas

neste estudo serão discutidas aqui e fornecerão um melhor entendimento do cenário observado.

Tabela V: Porcentagens de indivíduos registrados em pontos com relevo ondulado (n= 90) e relevo plano (n= 18) (valor entre parênteses). Em relação ao uso do solo do entorno dos brejos, são apresentadas as porcentagens de indivíduos registrados em pontos com entorno de campo nativo (n= 34), de soja (n= 61), de arroz (n= 6) e de eucalipto (n= 5). Os valores entre parênteses consistem nas médias de indivíduos registrados por ponto em cada tipo de uso do solo (considerando apenas os pontos com registro de cada espécie).

Espécie (n)	Relevo ondulado (relevo plano)	Campo nativo (média I/P)	Soja (média I/P)	Arroz (média I/P)	Eucalipto (média I/P)
<i>S. cinnamomea</i> (46)	100% (0%)	36,96% (2,12)	63,04% (1,61)	0%	0%
<i>S. pileata</i> (67)	100% (0%)	25,37% (2,83)	74,63% (2,08)	0%	0%
<i>S. palustris</i> (13)	0% (100%)	7,69% (1,00)	30,77% (4,00)	61,54% (2,66)	0%
<i>X. flavus</i> (201)	100% (0%)	88,56% (29,66)	11,44% (7,66)	0%	0%
<i>H. dominicanus</i> (11)	100% (0%)	36,36% (4,00)	63,64% (2,33)	0%	0%
<i>L. rectirostris</i> (16)	100% (0%)	56,25% (1,80)	43,75% (1,16)	0%	0%
<i>P. striaticollis</i> (104)	100% (0%)	15,38% (1,60)	77,89% (2,18)	0%	6,73% (1,40)
<i>C. caudacuta</i> (19)	100% (0%)	5,26% (1,00)	94,74% (2,00)	0%	0%
<i>P. pectoralis</i> (3)	100% (0%)	100% (1,50)	0%	0%	0%

LEGENDA: I= indivíduos, P= ponto de observação.

Na tabela VI, são apresentados os valores de significância (P), obtidos através de regressões lineares simples entre os diferentes usos do solo e relevos no entorno dos brejos e campos úmidos e o número de espécies, de indivíduos e médias de indivíduos por espécie nas áreas de estudo e pontos de amostragem. Os valores iguais ou menores a 0,05 indicam quais variáveis contribuem de forma significativa para os números e médias de indivíduos observados. A tabela VI, mostra também os valores de R obtidos através do Coeficiente de Correlação de Pearson, auxiliando na interpretação destas relações, indicando a intensidade da correlação entre as variáveis e se esta é positiva ou negativa. Aqui, serão citadas as variáveis que apresentam valores significativos e, com o auxílio dos valores de R, será verificado se a correlação é positiva ou negativa.

Tabela VI: Valores das correlações e sua significância (P, entre parênteses) obtidos através das regressões lineares simples entre número de espécies, de indivíduos e média de indivíduos por espécie nas áreas de estudo e nos pontos de observação versus variáveis relativas ao uso do solo no entorno dos brejos e ao relevo do local (plano ou ondulado).

Entorno/relevo	N esp. Ponto	Total indiv. ponto	Média indiv./esp. ponto	N esp. área	Total indiv. área	Média indiv./esp. Área
Campo nativo	-0.122 (0.208)	0.207 (0.031)	0.218 (0.024)	0.058 (0.548)	0.256 (0.007)	0.285 (0.003)
Soja	0.234 (0.015)	-0.125 (0.196)	-0.168 (0.082)	0.148 (0.126)	-0.144 (0.138)	-0.226 (0.019)
Arroz	-0.189 (0.050)	-0.083 (0.395)	-0.045 (0.647)	-0.266 (0.005)	-0.119 (0.221)	-0.064 (0.507)
Eucalipto	-0.074 (0.446)	-0.073 (0.450)	-0.038 (0.696)	-0.187 (0.053)	-0.099 (0.309)	-0.03 (0.758)
Relevo ondulado	0.437 (2285)	0.182 (0.059)	0.129 (0.181)	0.545 (1084)	0.244 (0.011)	0.198 (0.039)
Relevo plano	-0.437 (2285)	-0.182 (0.059)	-0.129 (0.181)	-0.545 (1084)	-0.244 (0.011)	-0.198 (0.039)

O número de espécies (riqueza) registrado por ponto de observação está positivamente relacionado à ambientes com soja no entorno. A soja, no entanto, está negativamente relacionada ao total de indivíduos (abundância) nas áreas de estudo e pontos de observação, variáveis cujas relações positivas se dão exclusivamente com os campos nativos (valores P significativos). Já outra cultura de grãos, a do arroz, apresentou uma correlação negativa com a riqueza de espécies, uma vez que apenas *S. palustris* foi registrado em brejos e campos úmidos rodeados por lavouras de arroz. Apesar da utilização do solo para plantios de arroz e eucalipto apresentarem valores P significativos para a riqueza nas áreas de estudo, os valores R indicam que estas correlações são negativas. Quanto ao relevo, outra variável apresentada na tabela VII, as correlações tornam-se bastante óbvias, sendo positivas para o relevo ondulado, no qual todas as espécies de interesse, com exceção de *S. palustris*, foram registradas exclusivamente.

Tabela VII: Valores das correlações e significância (P, entre parênteses) obtidos através de regressões lineares simples entre os registros de cada espécie e variáveis relativas ao uso do solo no entorno dos brejos e ao relevo do local (plano ou ondulado).

Espécie	Campo nativo	Soja	Arroz	Eucalipto	Relevo ondulado	Relevo plano
<i>S. cinnamomea</i>	0.058 (0.550)	0.047 (0.628)	-0.120 (0.217)	-0.109 (0.263)	0.221 (0.022)	-0.221 (0.022)
<i>S. pileata</i>	-0.067 (0.490)	0.169 (0.081)	-0.124 (0.202)	-0.113 (0.246)	0.228 (0.018)	-0.228 (0.018)
<i>S. palustris</i>	-0.105 (0.281)	-0.114 (0.239)	0.500 (4E+14)	-0.045 (0.643)	-0.457 (6567)	0.457 (6567)
<i>X. flavus</i>	0.266 (0.005)	-0.206 (0.033)	-0.053 (0.590)	-0.048 (0.624)	0.097 (0.319)	-0.097 (0.319)
<i>H. dominicanus</i>	0.019 (0.849)	0.019 (0.845)	-0.043 (0.660)	-0.039 (0.689)	0.079 (0.416)	-0.079 (0.416)
<i>L. rectirostris</i>	0.162 (0.094)	-0.090 (0.355)	-0.074 (0.448)	-0.067 (0.491)	0.136 (0.161)	-0.136 (0.161)
<i>P. striaticollis</i>	-0.282 (0.003)	0.322 (0.001)	-0.197 (0.041)	0.081 (0.404)	0.363 (0.000)	-0.363 (0.000)
<i>C. caudacuta</i>	-0.164 (0.090)	0.214 (0.026)	-0.070 (0.469)	-0.064 (0.511)	0.130 (0.181)	-0.130 (0.181)
<i>P. pectoralis</i>	0.192 (0.046)	-0.154 (0.111)	-0.032 (0.746)	-0.029 (0.768)	0.058 (0.550)	-0.058 (0.550)

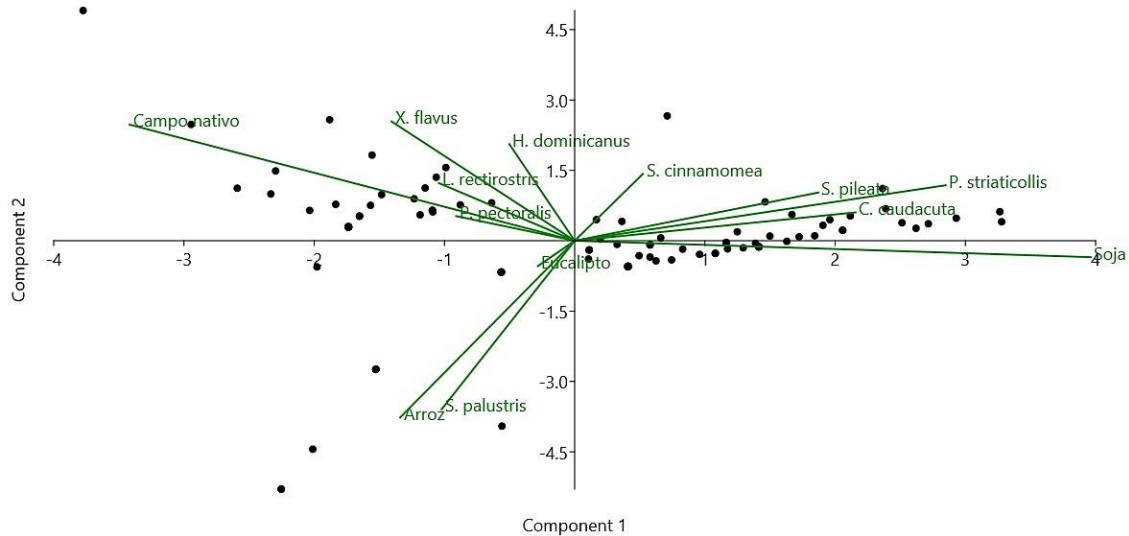


Figura 2: Gráfico gerado através de análise de componentes principais (PCA) entre os dados de uso do solo no entorno dos brejos/campos úmidos e registros das espécies de aves avaliadas.

A tabela VII apresenta a significância das regressões lineares e o os valores de R, obtidos através do Coeficiente de Correlação de Pearson, entre as variáveis de uso do solo e relevo e os registros de cada espécie de ave. Apesar da semelhança com a tabela VI, que se refere as riquezas e abundâncias das espécies como um todo, aqui são apresentadas as espécies alvo do estudo separadamente. Duas delas, *X. flavus* e *P. striaticollis*, apresentaram valores significativos para as categorias de uso do solo “campo nativo” e “soja”. Os valores R mostram, no entanto, que as correlações se dão de forma inversa para estas espécies e as categorias de uso do solo em questão. Enquanto, para *X. flavus*, é observada uma correlação positiva com os campos nativos e negativa com a soja, *P. striaticollis* correlacionou-se positivamente com a soja e negativamente com os campos nativos. Valores significativos também são verificados para os papa-moscas *C. caudacuta*, em relação à soja, e *Polystictus pectoralis*, em relação aos campos nativos. As correlações de ambas as espécies com estas categorias de uso do solo são positivas, no entanto, o número de registros de *P. pectoralis* é muito baixo, e esta correlação é observada pois, a única área onde a espécie foi registrada, situava-se em meio à campos nativos. A correlação mais forte observada na tabela VII é entre *S. palustris* e o uso do solo para plantios de arroz, tendo sido essa a única espécie alvo do estudo registrada nesta

condição. A figura 2, resultado de uma análise de componentes principais (PCA), fornece uma visão geral das relações entre as espécies avaliadas e o uso do solo no entorno, aproximando as mesmas variáveis que tiveram as maiores correlações positivas.

Tabela VIII: Números de pontos de observação nos quais foram constatadas a ocorrência dos seguintes impactos antrópicos: drenagem artificial, aterro, roçada, presença de gado, sinais de presença de gado, presença de açude e uso recente de fogo. Foram considerados os pontos de observação com registro de cada espécie. Também são apresentados os dados referentes à pontos em que nenhuma espécie de interesse foi registrada, bem como à pontos sem a presença dos impactos avaliados. Os valores entre parênteses consistem na porcentagem de pontos de observação com a ocorrência de determinado impacto em relação ao total de pontos com registro de cada espécie. Os números de amostras de pontos de observação com registro de cada espécie e de cada tipo de impacto estão nos títulos das linhas e colunas, entre parênteses.

Espécie (n)	Drenagem (n= 22)	Aterro (n= 44)	Roçada (n= 31)	Gado (n= 18)	Sinais de gado (n= 33)	Açude (n= 55)	Fogo (n= 1)	Sem ameaças (n= 24)
<i>S. cinnamomea</i> (26)	1 (3,85%)	10 (38,46%)	6 (23,08%)	5 (19,23%)	11 (42,31)	13 (50,00%)	0 (0%)	6 (23,08%)
<i>S. pileata</i> (30)	1 (3,33%)	5 (16,66%)	6 (20,00%)	4 (13,33%)	5 (16,66%)	11 (36,66%)	0 (0%)	13 (43,33%)
<i>S. palustris</i> (5)	3 (60,00%)	5 (100%)	2 (40,00%)	1 (20,00%)	1 (20,00%)	5 (100%)	0 (0%)	0 (0%)
<i>X. flavus</i> (9)	0 (0%)	1 (11,11%)	1 (11,11%)	2 (22,22%)	4 (44,44%)	1 (11,11%)	0 (0%)	5 (55,55%)
<i>H. dominicanus</i> (4)	0 (0%)	2 (50,00%)	1 (25,00%)	1 (25,00%)	4 (100%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
<i>L. rectirostris</i> (11)	2 (18,18%)	3 (27,27%)	5 (45,45%)	2 (18,18%)	4 (36,36%)	3 (27,27%)	0 (0%)	3 (27,27%)
<i>P. striaticollis</i> (52)	2 (3,85%)	15 (28,85%)	8 (15,38%)	5 (9,61%)	12 (23,08%)	17 (32,69%)	1 (1,92%)	20 (38,46%)
<i>C. caudacuta</i> (10)	0 (0%)	1 (10,00%)	1 (10,00%)	0 (0%)	0 (0%)	6 (60,00%)	0 (0%)	4 (40,00%)
<i>P. pectoralis</i> (2)	0 (0%)	2 (100%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	2 (100%)	0 (0%)	0 (0%)
Sem espécies (28)	15 (53,57%)	16 (57,14%)	12 (42,86%)	5 (17,86%)	10 (35,71%)	21 (75,00%)	0 (0%)	1 (3,57%)

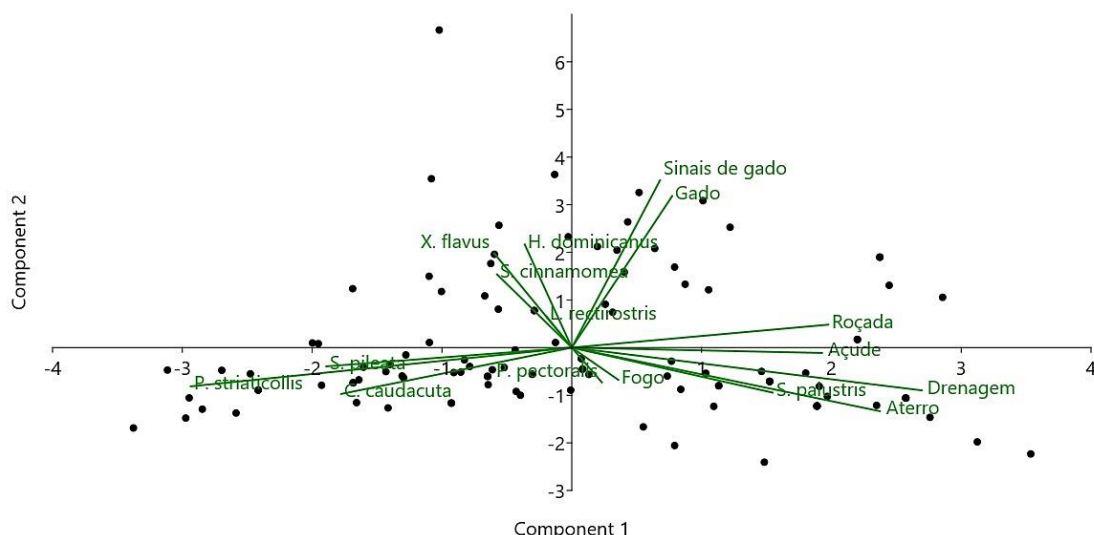


Figura 3: Gráfico gerado através de análise de componentes principais (PCA) entre os dados de impactos antrópicos exercidos sobre os brejos/campos úmidos e os registros das espécies de aves de interesse do estudo.

Os impactos antrópicos exercidos sobre os brejos e campos úmidos são apresentados, na tabela VIII, considerando cada espécie separadamente. Sendo assim, é possível verificar quais impactos foram detectados nos locais em que cada espécie foi registrada, bem como suas frequências de ocorrência nos pontos com registro da espécie. Os impactos detectados em mais pontos, independente da ocorrência das espécies, são a instalação de açudes (50,9 % dos pontos amostrados), os aterros (40,7 %), sinais da presença de gado (30,5 %) e as roçadas (28,7 %). A abertura de canais de drenagem (20,4%) e a presença de gado dentro dos brejos/campos úmidos (16,7 %) também foram constatadas em diversos pontos. Por outro lado, apenas 22,2 % dos pontos amostrados (n= 24) não apresentavam sinais visíveis de impactos antrópicos. Os aterros, sinais da presença de gado e construção de açudes foram os principais impactos relacionados à *S. cinnamomea*, cenário bastante similar ao de *S. pileata*. Para a outra espécie de caboclinho aqui avaliado, *S. palustris*, os impactos mais detectados foram os aterros, instalação de açudes e drenagens. Sinais da presença de gado foram constatados principalmente em associação com *X. flavus* e *H. dominicanus*, para os quais representa o principal impacto aqui identificado. Em relação à *L. rectirostris*, as roçadas e os sinais de presença de gado foram os impactos mais identificados. Açude, aterros e sinais da presença de gado foram os principais impactos nos locais com a presença de *P. striaticollis*. No caso de *C. caudacuta*, apenas um tipo de impacto foi mais amplamente identificado, a construção de

açudes, uma vez que esta espécie foi uma das mais associadas à locais onde os impactos antrópicos eram ausentes. Outras espécies com maior associação à estas áreas, aparentemente mais preservadas, são *Xanthopsar flavus* e *Sporophila pileata*. A tabela VIII traz ainda os dados referentes à detecção de impactos antrópicos em pontos sem nenhuma espécie alvo deste estudo. É possível observar que, para quase todos os tipos de impacto, o número de pontos sem registro de espécies com a presença de tal impacto é maior do que o número de pontos com registro das espécies e daquele mesmo impacto. Ou seja, de modo geral, os pontos sem a presença das espécies alvo sofreram mais impactos do que aqueles onde as espécies foram encontradas. Os principais impactos associados à ausência de espécies são a instalação de açudes (75 % dos pontos sem espécies), os aterros (57,14 %), drenagens (53,57 %) e roçadas (42,86 %). Apenas um único ponto de amostragem com ausência de impactos antrópicos, aparentemente bem preservado, não teve registro de alguma das espécies alvo. Estes dados referentes à presença de impactos antrópicos servem prioritariamente para elencar as principais ameaças associadas à cada espécie. Ou seja, a associação, mesmo que muito frequente, entre a presença de um impacto e de uma espécie, não indica tolerância da espécie a tal impacto. Por outro lado, possíveis correlações negativas entre os impactos antrópicos e as espécies alvo poderão indicar um possível desfavorecimento destas espécies. A figura 3, que exibe o gráfico gerado pela PCA entre os registros das espécies e os dados de impactos antrópicos, sugere, de modo geral, um desfavorecimento da ocorrência das espécies pelos impactos, ao agrupar estes dois conjuntos de variáveis (espécies e impactos) em sentidos oposto.

Tabela IX: Valores das correlações e sua significância (P, entre parênteses) obtidos através de regressões lineares simples entre o número de espécies, de indivíduos e média de indivíduos por espécie nas áreas de estudo e nos pontos de observação versus variáveis ambientais de vegetação, dimensões dos brejos e presença de impactos antrópicos. N= número de; Esp.= espécies; Indiv.= indivíduos; P= perfis de vegetação; Q= quadrantes; Veg.= vegetação; Gram.= gramíneas; Herbác.= herbáceas; Árv.= árvores; Compr.= comprimento; AOB= área ocupada por brejos; m= metros

Variável	N esp. ponto	Total indiv. ponto	Média indiv./esp. ponto	N esp. área	Total indiv. área	Média indiv./esp. Área
Altura da veg.	-0.233 (0.015)	-0.009 (0.924)	0.014 (0.885)	-0.269 (0.005)	-0.076 (0.438)	-0.025 (0.797)
Gram./hebác.(P)	0.235 (0.015)	-0.083 (0.395)	-0.141 (0.144)	0.115 (0.238)	-0.030 (0.755)	-0.052 (0.592)
Gravatás (P)	-0.167 (0.084)	0.116 (0.231)	0.161 (0.096)	0.002 (0.982)	0.096 (0.323)	0.089 (0.360)
Arbustos (P)	0.049 (0.614)	0.018 (0.853)	0.005 (0.960)	-0.018 (0.854)	-0.035 (0.722)	0.031 (0.747)
Árv./arvoretas (P)	-0.402 (0.000)	-0.139 (0.152)	-0.048 (0.624)	-0.444 (1.50E+14)	-0.183 (0.058)	-0.181 (0.060)
Solo exposto (Q)	-0.178 (0.066)	-0.045 (0.645)	-0.054 (0.582)	-0.213 (0.027)	-0.038 (0.697)	-0.043 (0.657)
Água visível (Q)	0.069 (0.477)	0.217 (0.024)	0.143 (0.140)	0.056 (0.563)	0.124 (0.200)	0.131 (0.178)
Veg. rasteira (Q)	-0.247 (0.010)	-0.099 (0.306)	-0.084 (0.386)	-0.266 (0.005)	-0.033 (0.731)	-0.022 (0.822)
Gram. altas (Q)	0.280 (0.003)	-0.038 (0.699)	-0.080 (0.411)	0.161 (0.096)	-0.034 (0.725)	-0.039 (0.688)
Herbáceas (Q)	0.217 (0.024)	0.028 (0.773)	-0.025 (0.797)	0.116 (0.234)	0.029 (0.765)	-0.002 (0.982)
Arbustos (Q)	-0.087 (0.372)	-0.062 (0.526)	-0.053 (0.586)	-0.097 (0.320)	-0.100 (0.301)	-0.044 (0.654)
Gravatás (Q)	-0.188 (0.051)	0.088 (0.368)	0.146 (0.133)	-0.002 (0.986)	0.081 (0.406)	0.072 (0.460)
Largura do brejo	0.198 (0.040)	0.031 (0.754)	0.028 (0.773)	0.131 (0.177)	0.009 (0.927)	-0.001 (0.995)
Compr. do brejo	0.165 (0.087)	0.233 (0.015)	0.215 (0.026)	0.116 (0.233)	0.232 (0.016)	0.249 (0.010)
AOB (raio 100 m)	0.336 (0.000)	0.000 (0.999)	-0.034 (0.729)	0.240 (0.012)	0.016 (0.874)	-0.003 (0.976)
AOB (raio 500 m)	0.280 (0.003)	-0.042 (0.664)	-0.085 (0.380)	0.404 (0.000)	-0.006 (0.955)	-0.055 (0.569)
Drenagem	-0.435 (2.50E+14)	-0.208 (0.031)	-0.160 (0.098)	-0.497 (4384)	-0.281 (0.003)	-0.269 (0.005)
Aterro	-0.279 (0.004)	-0.230 (0.017)	-0.177 (0.067)	-0.314 (0.001)	-0.304 (0.001)	-0.278 (0.004)
Roçada	-0.232 (0.016)	-0.089 (0.359)	-0.058 (0.550)	-0.266 (0.005)	-0.133 (0.169)	-0.120 (0.215)
Gado presente	-0.107 (0.273)	0.150 (0.122)	0.090 (0.353)	-0.141 (0.146)	0.202 (0.036)	0.240 (0.012)
Sinais de gado	-0.081 (0.407)	0.102 (0.294)	0.034 (0.726)	-0.043 (0.659)	0.160 (0.098)	0.164 (0.090)
Açude	-0.294 (0.002)	-0.173 (0.073)	-0.130 (0.180)	-0.440 (1871)	-0.177 (0.066)	-0.104 (0.285)
Fogo recente	-0.033 (0.738)	-0.037 (0.708)	-0.023 (0.810)	-0.011 (0.913)	-0.051 (0.600)	-0.054 (0.577)

Os valores P, resultantes das regressões lineares simples, e os valores R, referentes às correlações entre os números de espécies e indivíduos e as variáveis de vegetação (provenientes dos dois métodos de amostragem de vegetação), de dimensões físicas dos brejos/campos úmidos (como largura e comprimento) e de impactos antrópicos, são apresentados na tabela IX. A seguir, são apresentados os gráficos de dispersão demonstrando as correlações mais fortes que foram observadas e/ou aquelas cuja regressão linear apresentou valor significativo ($\leq 0,05$).

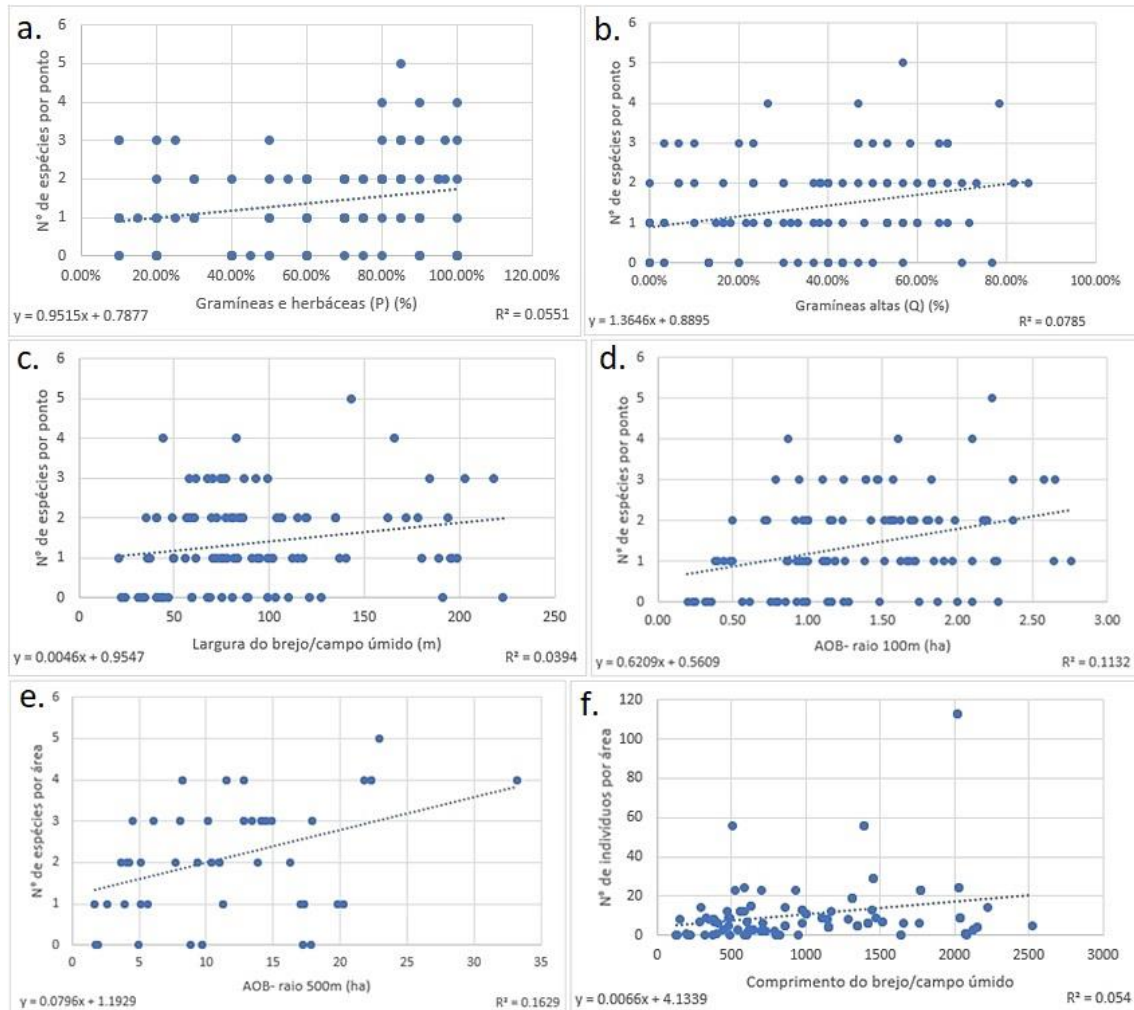


Figura 4: Gráficos de dispersão mostrando as principais correlações positivas significativas entre os números de espécies (riquezas) e números de indivíduos (abundâncias) das espécies avaliadas e variáveis de vegetação e dimensões físicas dos brejos e campos úmidos.

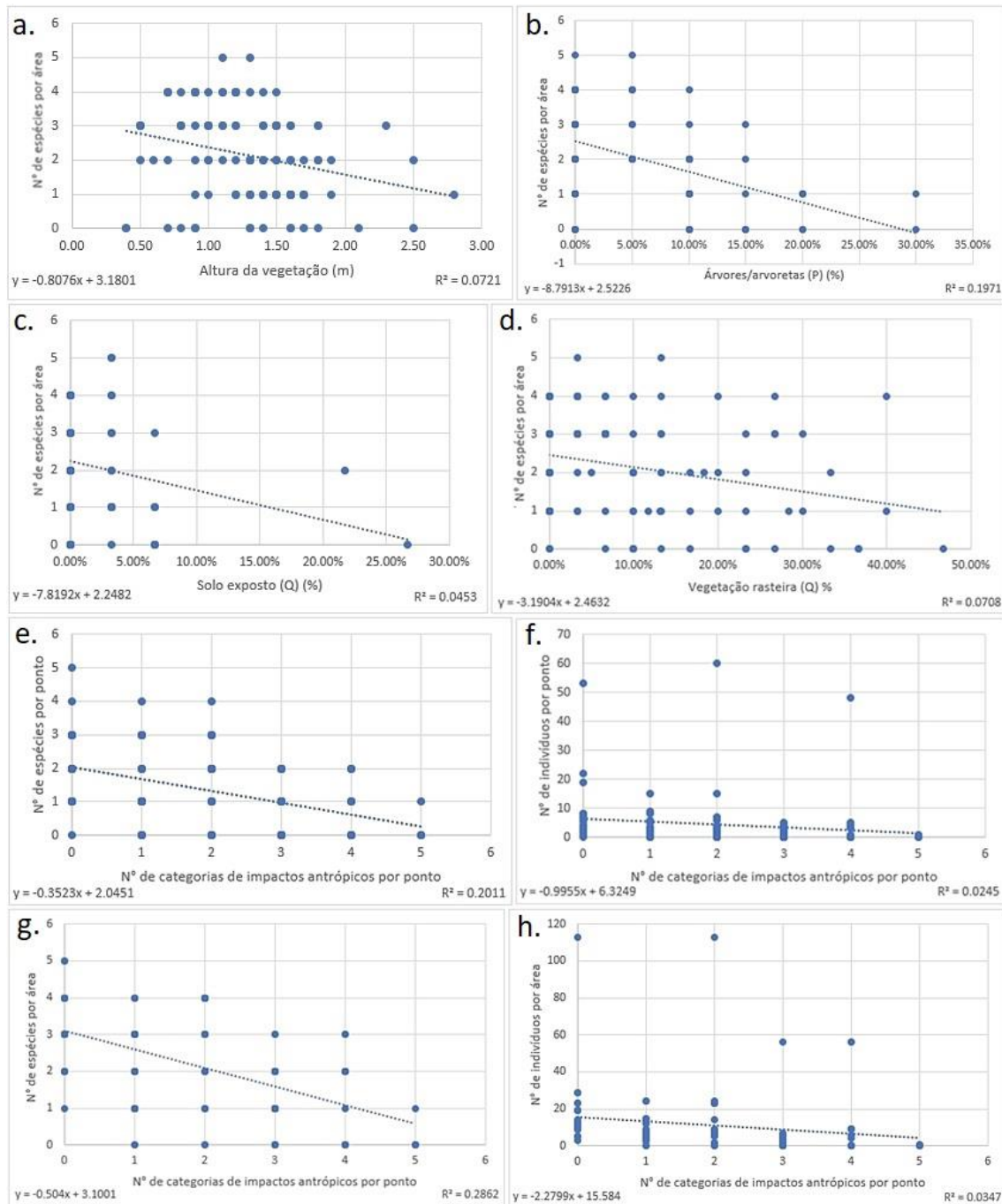


Figura 5: Gráficos de dispersão mostrando as principais correlações negativas significativas entre os números de espécies (riquezas) e números de indivíduos (abundâncias) das espécies avaliadas e variáveis de vegetação dos brejos e campos úmidos. Também são apresentados os gráficos de dispersão exibindo as correlações negativas com o número de categorias de impactos antrópicos identificadas em cada ponto de observação.

A altura da vegetação apresentou correlações negativas com o número de espécies registrados nos pontos de observação e nas áreas de estudo, resultado provavelmente influenciado pelo baixo número de espécies associadas a locais com excessiva vegetação

lenhosa (árvores, arvoretas e arbustos). As correlações negativas entre as árvores e arvoretas e os números de espécies registrados por pontos de observação e áreas de estudo reforçam esta constatação, tendo sido as correlações mais fortes envolvendo as características da vegetação. Além das árvores e arvoretas, a vegetação rasteira e o solo exposto também se correlacionaram negativamente com os números de espécies. Por outro lado, foram observadas correlações positivas entre os números de espécies nos pontos de observação e áreas de estudo com dois tipos de vegetação não lenhosas, as gramíneas altas e herbáceas. Quanto aos números de indivíduos (abundâncias) registrados por pontos de observação e áreas de estudo, as principais correlações positivas observadas se dão com os gravatás e a porcentagem de água visível. As árvores e arvoretas, assim como para os números de espécies, correlacionaram-se negativamente com as abundâncias. Em relação às variáveis de dimensões dos brejos, todas as correlações não-desprezíveis (ou seja, com valores acima de 0,10) são positivas. Sendo assim, quanto maiores as larguras, comprimentos e áreas ocupadas por brejos e campos úmidos, maiores foram os seus números e abundâncias de espécies. Os gráficos exibidos nas figuras 4.D e 4.E, mostram algumas das correlações mais interessantes aqui observadas. Neles constam, respectivamente, as correlações positivas entre o número de espécies por ponto e a área ocupada pelo ambiente no raio de 100 metros e entre o número de espécies da área de estudo e área ocupada pelo ambiente dentro de um raio de 500 metros. Quanto aos impactos antrópicos exercidos sobre os brejos e campos úmidos, são observadas, principalmente, correlações negativas. As categorias de impacto que mais se correlacionam negativamente, tanto com os números de espécies quanto de indivíduos, são os aterros, roçadas e, principalmente, açudes e drenagens. Por outro lado, a presença e sinais da presença de gado se correlacionam positivamente com os números de indivíduos, mas de forma negativa com os números de espécies.

Tabela X: Valores das correlações e sua significância (P, entre parênteses) obtidos através de regressões lineares simples entre os registros de cada espécie e variáveis ambientais de vegetação, dimensões físicas dos brejos e presença de impactos antrópicos. P= perfis de vegetação; Q= quadrantes; Veg.= vegetação; Gram.= gramíneas; Herbác.= herbáceas; Árv.= árvores; Compr.= comprimento; AOB= área ocupada por brejos; m= metros.

Variável	<i>S. cinnamomea</i>	<i>S. pileata</i>	<i>S. palustris</i>	<i>X. flavus</i>	<i>H. dominicanus</i>	<i>L. rectirostris</i>	<i>P. striaticollis</i>	<i>C. caudacuta</i>	<i>P. pectoralis</i>
Altura da veg.	-0.200 (0.038)	-0.131 (0.178)	0.084 (0.390)	0.048 (0.623)	-0.034 (0.726)	0.150 (0.121)	-0.210 (0.029)	-0.040 (0.681)	0.026 (0.792)
Gram./hebác.(P)	0.249 (0.009)	0.296 (0.002)	-0.078 (0.420)	-0.183 (0.058)	-0.075 (0.442)	-0.472 (2560)	0.333 (0.000)	0.268 (0.005)	0.036 (0.708)
Gravatás (P)	-0.247 (0.010)	-0.279 (0.004)	0.079 (0.417)	0.211 (0.029)	0.116 (0.230)	0.545 (1077)	-0.359 (0.000)	-0.213 (0.027)	-0.096 (0.325)
Arbustos (P)	0.052 (0.590)	0.065 (0.506)	-0.009 (0.927)	-0.011 (0.913)	-0.025 (0.801)	-0.129 (0.183)	0.198 (0.040)	-0.082 (0.400)	0.136 (0.160)
Árv./arvoretas (P)	-0.159 (0.101)	-0.251 (0.009)	0.034 (0.729)	-0.040 (0.684)	-0.098 (0.311)	0.061 (0.532)	-0.329 (0.001)	-0.136 (0.160)	-0.018 (0.856)
Solo exposto (Q)	-0.104 (0.283)	-0.061 (0.534)	-0.057 (0.558)	-0.008 (0.937)	-0.004 (0.969)	-0.055 (0.575)	-0.096 (0.325)	0.009 (0.929)	-0.045 (0.642)
Água visível (Q)	-0.105 (0.279)	0.123 (0.206)	0.143 (0.140)	0.217 (0.024)	-0.054 (0.576)	0.139 (0.150)	-0.025 (0.801)	-0.036 (0.709)	-0.040 (0.680)
Veg. rasteira (Q)	0.019 (0.842)	-0.094 (0.334)	-0.057 (0.561)	-0.054 (0.581)	-0.084 (0.390)	-0.210 (0.029)	-0.087 (0.370)	-0.060 (0.534)	-0.114 (0.240)
Gram. altas (Q)	0.264 (0.006)	0.256 (0.008)	-0.015 (0.881)	-0.136 (0.160)	-0.061 (0.529)	-0.406 (0.000)	0.292 (0.002)	0.255 (0.008)	0.136 (0.161)
Herbáceas (Q)	-0.018 (0.850)	0.253 (0.008)	-0.056 (0.568)	-0.050 (0.604)	0.039 (0.688)	-0.166 (0.085)	0.338 (0.000)	0.160 (0.098)	-0.041 (0.673)
Arbustos (Q)	0.071 (0.465)	-0.043 (0.660)	-0.010 (0.915)	-0.056 (0.565)	-0.021 (0.829)	-0.111 (0.254)	0.037 (0.702)	-0.150 (0.120)	0.134 (0.166)
Gravatás (Q)	-0.236 (0.014)	-0.287 (0.003)	0.071 (0.464)	0.184 (0.057)	0.090 (0.354)	0.550 (7363)	-0.375 (0.000)	-0.214 (0.027)	-0.096 (0.324)
Largura do brejo	0.049 (0.617)	0.140 (0.148)	0.109 (0.263)	-0.027 (0.786)	-0.108 (0.268)	-0.149 (0.124)	0.139 (0.150)	0.306 (0.001)	0.064 (0.510)
Compr. do brejo	0.307 (0.001)	-0.038 (0.694)	-0.031 (0.748)	0.203 (0.035)	0.138 (0.156)	-0.100 (0.302)	0.060 (0.537)	0.099 (0.309)	0.070 (0.470)
AOB (raio 100 m)	-0.010 (0.922)	0.252 (0.008)	-0.001 (0.995)	-0.085 (0.383)	-0.120 (0.215)	-0.117 (0.227)	0.267 (0.005)	0.340 (0.000)	0.154 (0.111)
AOB (raio 500 m)	0.052 (0.595)	0.128 (0.189)	-0.168 (0.083)	-0.105 (0.279)	-0.012 (0.900)	-0.187 (0.053)	0.197 (0.042)	0.323 (0.001)	0.403 (0.000)
Drenagem	-0.223 (0.020)	-0.220 (0.022)	0.209 (0.030)	-0.110 (0.259)	-0.089 (0.358)	-0.059 (0.541)	-0.372 (0.000)	-0.147 (0.129)	-0.066 (0.498)
Aterro	-0.060 (0.538)	-0.284 (0.003)	0.247 (0.010)	-0.166 (0.085)	0.017 (0.862)	-0.136 (0.160)	-0.228 (0.017)	-0.210 (0.030)	0.157 (0.105)
Roçada	-0.005 (0.960)	-0.071 (0.464)	0.044 (0.650)	-0.033 (0.738)	-0.041 (0.673)	0.059 (0.543)	-0.325 (0.001)	-0.117 (0.229)	-0.083 (0.395)
Gado presente	0.125 (0.198)	-0.003 (0.972)	-0.049 (0.613)	0.189 (0.050)	0.093 (0.336)	-0.034 (0.727)	-0.238 (0.013)	-0.130 (0.181)	-0.058 (0.550)
Sinais de gado	0.255 (0.008)	-0.107 (0.270)	-0.102 (0.296)	0.125 (0.197)	0.266 (0.005)	0.046 (0.638)	-0.183 (0.058)	-0.193 (0.046)	-0.086 (0.374)
Açude	0.034 (0.729)	-0.032 (0.740)	0.201 (0.037)	-0.126 (0.195)	-0.180 (0.062)	-0.158 (0.103)	-0.390 (0.000)	0.010 (0.919)	0.128 (0.188)
Fogo recente	-0.048 (0.624)	-0.049 (0.612)	-0.020 (0.839)	-0.021 (0.830)	-0.017 (0.861)	-0.029 (0.763)	0.003 (0.975)	-0.028 (0.773)	-0.013 (0.897)

A tabela X apresenta a significância dos valores resultantes das regressões lineares simples entre os registros de cada espécie e as variáveis de vegetação (provenientes dos dois métodos de amostragem de vegetação), de dimensões dos brejos/campos úmidos (como largura e comprimento) e de impactos antrópicos. Os valores R, obtidos das correlações entre os mesmos conjuntos de dados, também são apresentados na tabela X. A seguir, são apresentados os gráficos das análises de componentes principais (PCA) e de dispersão demonstrando algumas das correlações mais fortes observadas para cada espécie. Para todas elas, as regressões lineares simples entre os mesmos conjuntos de dados possuem valores Psignificativos, exceto algumas regressões envolvendo *Polystictus pectoralis* e *Heteroxolmis dominicanus*, provavelmente devido ao baixo número amostral destas.

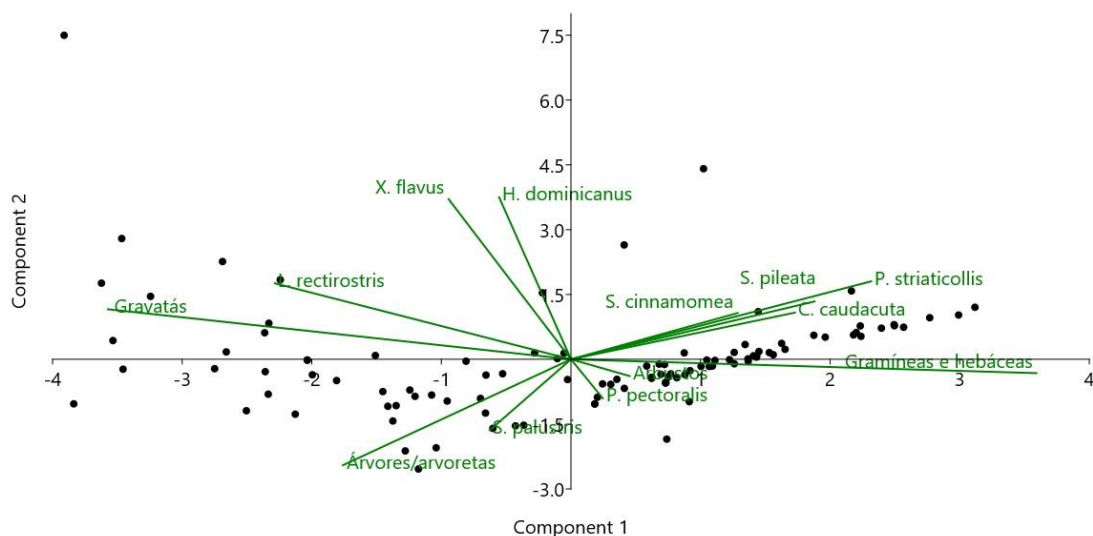


Figura 6: Gráfico gerado através de análise de componentes principais (PCA) entre os registros de cada espécie e os dados de vegetação provenientes das amostragens de perfis da vegetação.

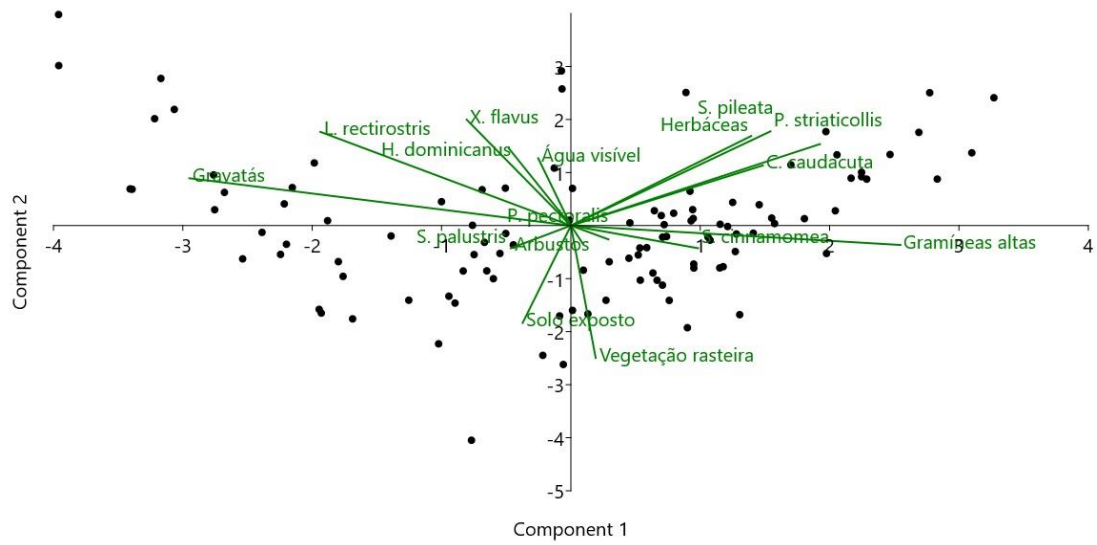


Figura 7: Gráfico gerado através de análise de componentes principais (PCA) entre os registros de cada espécie e os dados de vegetação provenientes das amostragens de quadrantes da vegetação.

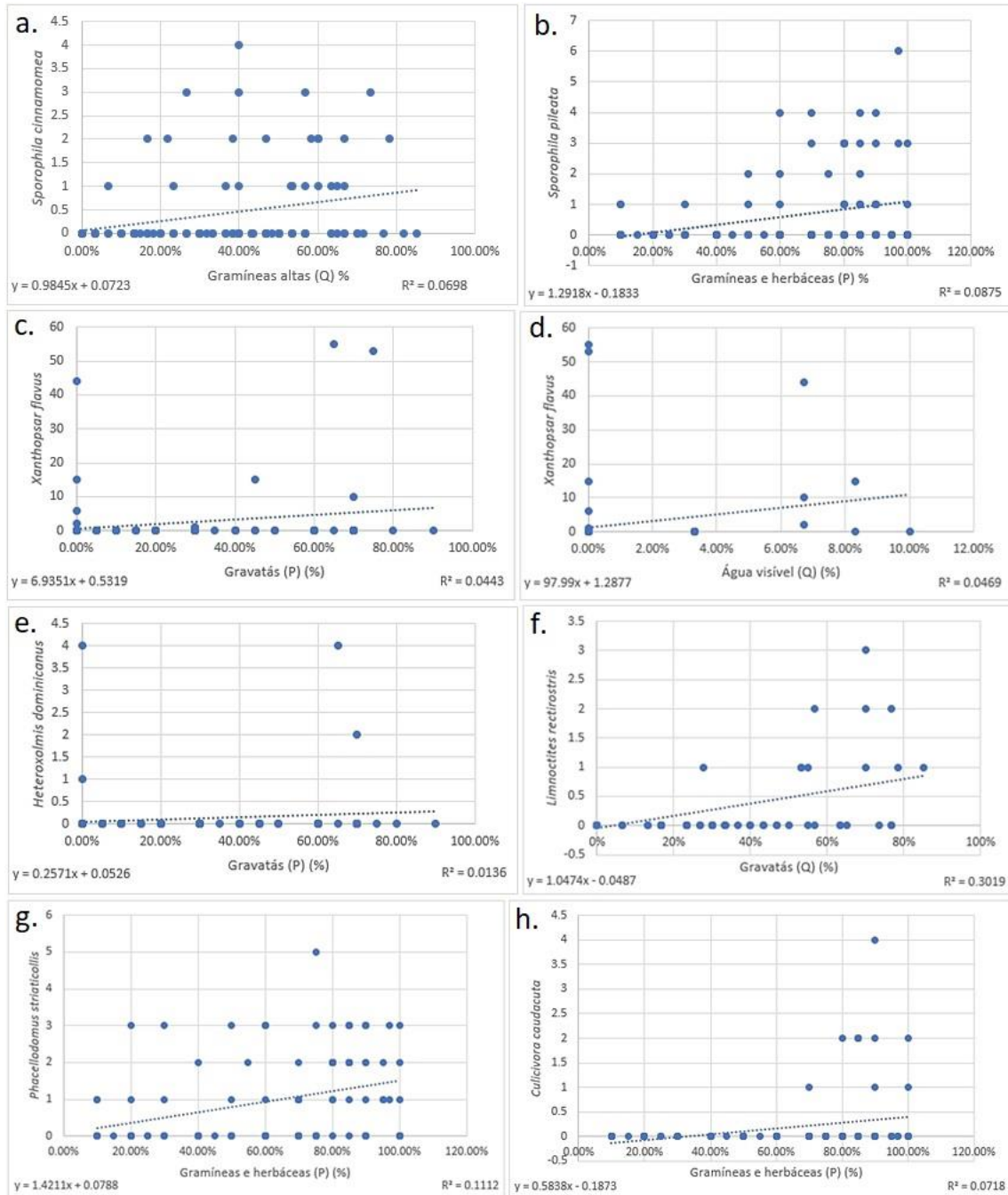


Figura 8: Gráficos de dispersão exibindo as principais correlações positivas significativas entre as espécies alvo do estudo e variáveis de vegetação e cobertura do solo dos brejos e campos úmidos.

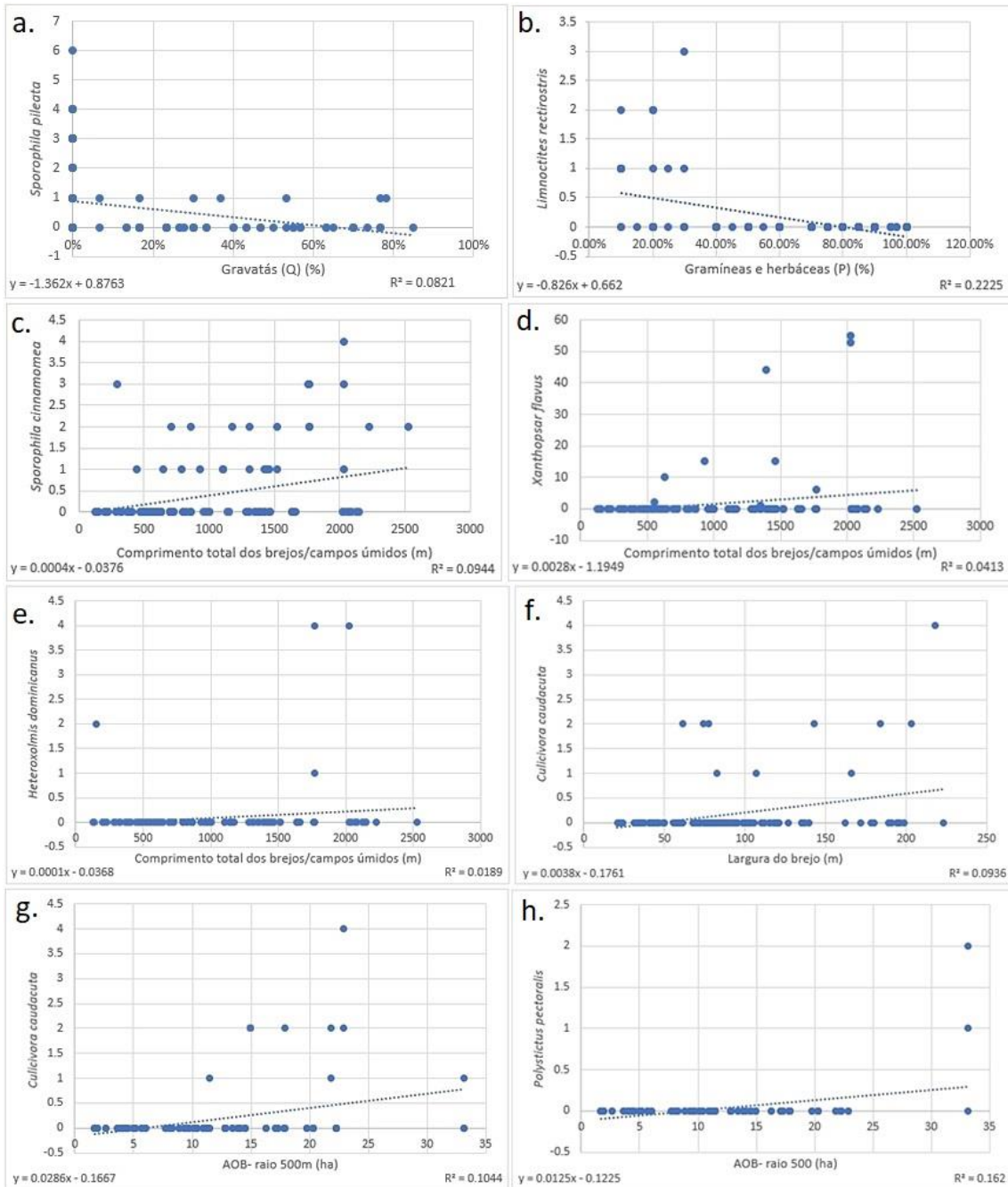


Figura 9: Gráficos de dispersão exibindo as principais correlações negativas significativas entre as espécies de aves avaliadas e varáveis de vegetação dos brejos e campos úmidos (a e b). Também são exibidas as principais correlações positivas significativas para as dimensões físicas dos brejos e campos úmidos.

A maioria das espécies está negativamente correlacionada com a altura da vegetação nos pontos de observação (tabela X). Algumas delas apresentam correlações positivas, porém são desprezíveis, com valores muito baixos. A única exceção é *L. rectirostris*, o que pode ser explicado pelo fato do gravatá, planta a qual a espécie é intimamente relacionada, ter um porte elevado, facilmente ultrapassando os 2 metros de altura quando apresenta a sua estrutura

reprodutiva, o que coincide com o período amostral. Os gráficos das análises de componentes principais (PCA) entre os dados de composição da vegetação (de acordo com as amostragens de perfis e de quadrantes) e os registros de cada espécie (figuras 6 e 7) mostram que as gramíneas altas, herbáceas e os gravatás são os tipos de vegetação aos quais as espécies estão mais relacionadas. *X. flavus*, *H. dominicanis* e *L. rectirostris* estão relacionados principalmente com a ocorrência de gravatás, enquanto *C. caudacuta*, *P. striaticollis* e os caboclinhos *S. cinnamomea* e *S. pileata*, associam-se de forma mais intensa às gramíneas altas e herbáceas. Algumas destas correlações podem ser observadas nos gráficos de dispersão entre estes tipos de vegetação e as espécies em questão (figura 8). Há significância das regressões entre estas espécies e os tipos de vegetação mencionados, na maioria dos casos, sendo que as exceções são principalmente para as espécies com poucos registros (tabela X). O baixo número amostral de *S. palustris* e *P. pectoralis* dificulta a percepção clara de quais variáveis relacionam-se com sua ocorrência, mas os dados sugerem algumas relações. Os dois únicos pontos de amostragem onde *P. pectoralis* foi registrado eram predominadas por gramíneas altas, com uma notável presença de arbustos, tipos de vegetação com os quais apresenta correlações positivas (tabela X). No caso de *S. palustris*, apesar de não terem sido observados valores significativos em relação à vegetação/cobertura do solo, a água visível foi a característica que apresentou correlação mais forte. Apesar da falta de suporte estatístico, devido ao baixo número amostral, é importante mencionar que, assim como no caso das outras espécies de caboclinhos avaliadas, as gramíneas altas/herbáceas eram os principais tipos de vegetação observados nos locais com presença de *S. palustris* (gravatás também compunham boa parte dos brejos onde foi observado, tabela III).

Em relação às dimensões dos brejos, a maioria das correlações é positiva, ou seja, as espécies, de modo geral, são favorecidas por locais maiores, com brejos e campos úmidos mais largos, extensos e com maior disponibilidade destes habitats nos arredores (AOB). Algumas das correlações mais fortes observadas para as dimensões se dão entre *S. cinnamomea*, *X. flavus* e o comprimento total dos brejos amostrados e entre *C. caudacuta* e as áreas ocupadas por brejos e campos úmidos dentro dos raios de 100 e de 500 metros. Algumas correlações negativas também foram observadas, mas devem ser interpretadas com cautela. Elas não significam que a espécie seja favorecida por ambientes menores, mas sim, são um possível reflexo da baixa disponibilidade de ambientes em certas regiões, ou do hábito da espécie em questão movimentar-se por maiores distâncias, não permanecendo sempre nos habitats de maior qualidade.

Praticamente todas as espécies avaliadas apresentaram correlações negativas (não desprezíveis) com alguns dos impactos antrópicos identificados nos brejos e campos úmidos. Os sinais da presença de gado, açudes, aterros e principalmente as drenagens são as categorias de impacto que apresentam mais correlações negativas. Por outro lado, a presença de gado e a utilização de fogo recente, foram as que menos se correlacionaram, o que não significa que favoreçam a ocorrência de alguma das espécies aqui avaliadas. No caso do fogo recente, foi um impacto constatado em apenas um ponto de observação. Já a presença de gado é um fator inerente à utilização do entorno para pecuária, podendo ou não ser um fator limitante à ocorrência de certas espécies, a depender do manejo dos campos. Os dados referentes aos impactos antrópicos servem como um indicativo de quais impactos estão sendo exercidos nos locais com presença de cada espécie. As correlações negativas observadas sugerem que estes impactos desfavoreçam a ocorrência de várias das espécies alvo. Por outro lado, correlações positivas indicam que o impacto é frequente nos pontos com a presença de tal espécie, mas não que a ocorrência da espécie seja favorecida pelo impacto.

5.4. DISCUSSÃO

O registro de todas as espécies alvo do estudo, durante o período amostral, reforça a importância dessa região para espécies campestres, migratórias ou residentes, ameaçadas de extinção. Populações significativas de praticamente todas as espécies alvo foram registradas em diferentes partes da área de estudo (Campanha central e meridional do Rio Grande do Sul). Algumas como como *X. flavus* e *S. cinnamomea* apresentaram registros bem distribuídos, ao passo que outras tiveram suas áreas de ocorrência mais limitada, como *L. rectirostris* ao sul, e *C. caudacuta* à norte e oeste confirmando informações prévias sobre a ocorrência destas espécies (Serafini, 2013; Bencke et al., 2024). Como exceções, destaca-se *S. palustris*, que ocorre pontualmente na região estudada, assim como também observado por Serafini (2013) e Bencke et al. (2024).

Embora a metodologia adotada não ter sido direcionada a obtenção de dados referentes a reprodução, brejos e capinzais úmidos são os locais utilizados para este fim. Sendo assim, a atividade reprodutiva das espécies aqui avaliadas nestes ambientes é um importante indicativo da sua adequabilidade à presença de tais espécies. Neste sentido, é interessante citar que foram observados indícios de reprodução de praticamente todas as espécies alvo do estudo, seja pela

presença de ninhos ou mesmo filhotes, em diversos pontos de amostragem. A única exceção é *P. pectoralis*, registrado em apenas dois pontos de observação, em uma única área de estudo. Isto deve-se ao fato de a espécie deslocar-se para oeste durante o período reprodutivo, que coincide com o período amostral deste estudo (Aguiar et al., 2023). Apesar disto, os registros aqui obtidos indicam a permanência de alguns indivíduos na região mesmo durante o período reprodutivo.

Relações entre características dos habitats e a ocorrência das espécies

Outras duas espécies, *H. dominicanus* e *S. palustris*, também tiveram um baixo número amostral, possivelmente, devido sua raridade na região e/ou uma baixa disponibilidade de habitats adequados. No caso de *H. dominicanus*, o hábito da espécie forragear preferencialmente em campos nativos nas redondezas dos brejos também pode ter dificultado sua detecção, uma vez que não permanecem todo o tempo nos brejos (Belton, 1994; Bencke et al., 2003; Moura, 2013; Serafini, 2013; Dias, 2018; Bencke et al., 2024). Em relação à provável baixa disponibilidade de habitats, *S. palustris* parece ser a espécie mais afetada. Seus registros foram feitos apenas em locais de relevo plano, na área de várzea do Rio Vacacaí, intensamente modificada por plantações de soja e principalmente, de arroz. Há poucos remanescentes de brejos/campos úmidos nas partes baixas e planas da região, que, quando presentes, geralmente encontravam-se bastante fragmentados. O relevo predominantemente plano destas áreas próximas ao rio favorece o cultivo de grãos em larga escala, em detrimento da supressão da vegetação nativa.

Por outro lado, as demais espécies foram exclusivamente registradas (tabela V), em brejos e campos úmidos das partes baixas (entre as coxilhas) de áreas de relevo ondulado (Develey et al., 2008; Fontana & Bencke, 2015) ambientes acabam reduzindo os impactos causados pela degradação de habitats campestres (Dias, 2013) já que acabam por manter certa integridade. Possivelmente, esta maior disponibilidade de brejos e campos úmidos nas regiões de relevo ondulado favorece a ocorrência das espécies alvo deste estudo. A ausência de todas as demais espécies (exceto *S. palustris*) nas áreas de relevo plano, provavelmente deve-se à escassez de brejos e campos úmidos nestas áreas, uma vez que quase todas as espécies aqui avaliadas possuem registros em regiões planas do pampa brasileiro, documentados na literatura (Accordi & Barcellos, 2006; Accordi & Hartz, 2006; Votto et al., 2006; Serafini, 2013; Vizentin-

Bugoni et al., 2015; Maurício et al., 2017; Mohr et al., 2017) ou depositados em plataformas de ciência cidadã (principalmente o WikiAves).

O registro de 0 a 5 espécies por ponto de observação ou área de estudo é um primeiro indicativo de que as espécies não se distribuem de maneira uniforme ao longo dos brejos e campos úmidos, respondendo a variáveis ambientais que serão discutidas adiante. Em relação à altura da vegetação, os resultados indicam a existência de um intervalo de altura adequado às espécies alvo deste estudo. Isto porque nenhuma espécie foi registrada em locais com altura da vegetação abaixo de 0,50 m ou acima de 2,50 m. A estatura muito baixa provavelmente não fornece abrigo e recursos importantes como poleiros e plantas adequadas à fixação de ninhos (Bencke, 2009). Já as áreas de vegetação muito alta geralmente eram tomadas por vassouras altas, arvoretas e árvores, tornando os ambientes muito fechados, semelhantes a capoeiras, o que não corresponde ao hábitat típico das espécies de aves aqui avaliadas (Azpiroz et al., 2012; Dias, 2018). Praticamente todas as correlações não desprezíveis entre as espécies avaliadas e a altura da vegetação também são negativas, sendo *L. rectirostris* a única exceção. A correlação positiva de *L. rectirostris* com a altura da vegetação provavelmente deve-se à altura dos gravatás, vegetação da qual depende e que, na época do período amostral, apresenta altura mais elevada, facilmente superando os 2 metros, devido à emissão do seu pendão floral. O solo exposto e a vegetação rasteira também atuam de forma negativa na ocorrência das espécies de aves avaliadas, tendo sido observadas correlações negativas e significativas com as riquezas de espécies, sendo *L. rectirostris* a espécie mais afetada pela ocorrência de vegetação rasteira. Considerando que *L. rectirostris* apresenta uma forte associação à adensamentos de gravatá (Larre, 2017), este resultado provavelmente é causado pela diminuição da cobertura de gravatás em detrimento da vegetação rasteira.

As gramíneas altas e herbáceas foram as categorias de vegetação com as correlações positivas (significativas) mais fortes com a riqueza de espécies nos pontos de observação e áreas de estudo. Isto possivelmente deve-se ao fato destes tipos de vegetação estarem presentes em praticamente todos os pontos de amostragem, além de estarem entre os tipos de vegetação predominantes associadas a todas as espécies avaliadas (sendo, para a maioria delas, uma variável significativa, principalmente as gramíneas altas). Outro tipo de vegetação que está muito relacionado à ocorrência de algumas espécies são os gravatás. Apesar de não apresentarem valores significativos com correlações positivas para as riquezas, os gravatás estão entre os tipos de vegetação predominante nos pontos de registro de quatro das nove espécies avaliadas. São elas: *S. palustris*, *H. dominicanus*, *X. flavus* e *L. rectirostris*. Os valore

foram significativos apenas para *X. flavus* e *L. rectirostris*, mas os gravatás eram frequentes ou predominantes na maioria dos locais com registro de *S. palustris* e *H. dominicanus*, sendo que os seus baixos números amostrais podem ter impedido uma associação significativa. As PCAs (figuras 6 e 7) confirmam estas associações, agrupando em um eixo as espécies mais associadas aos gravatás (recém mencionadas) e, em outro eixo, as mais associadas às gramíneas altas e herbáceas: *S. pileata*, *S. cinnamomea*, *C. caudacuta* e *P. striaticollis*, todas com correlações positivas e significativas, principalmente para gramíneas altas. Os dados aqui apresentados corroboram com algumas informações já conhecidas sobre o hábitat das espécies de interesse do estudo: *X. flavus* e *H. dominicanus* habitam brejos compostos principalmente por gravatás e adensamentos de gramíneas altas, além de forragearem na vegetação campestre baixa dos arredores (Belton, 1994; Bencke et al., 2003; Moura, 2013; Serafini, 2013; Mohr et al., 2017; Dias, 2018), enquanto *L. rectirostris*, comumente encontrado nos mesmos brejos, depende exatamente da predominância de gravatás (Belton, 1994; Bencke et al., 2003; Dias, 2008; Bencke et al., 2010; Serafini, 2013; Larre, 2017); Caboclinhos (*Sporophila* sp.) e papa-moscas (*C. caudacuta* e *P. pectoralis*) são relacionados principalmente a presença de pastagens altas e densas (Collar & Wege, 1995; Parker & Willis, 1997; Tubelis & Cavalcanti, 2000; Bencke et al., 2003; Krügel et al., 2008; Bencke, 2009; Di Giacomo et al., 2010; Azpiroz et al., 2012; Kanegae et al., 2012; Serafini, 2013; Vizentin-Bugoni et al., 2013; Freitas et al., 2018; Falasco et al. 2022; Jacoboski et al., 2023).

Em relação à *P. striaticollis*, diferentemente do sugerido por Belton (1994) que atribui a ocorrência da espécie a áreas próximas a água com vegetação arbustiva e capoeiras, nossos dados apontam que a espécie está mais relacionada a locais dominados por gramíneas altas e herbáceas (também próximos a água, pois os brejos sobre relevo ondulado, onde a espécie foi registrada, acompanham linhas de drenagem). No entanto, apesar dos arbustos não serem predominantes na maioria dos locais com a presença da espécie, são um importante elemento do seu hábitat (com valores significativos), compondo uma média de 16,36% dos perfis da vegetação nos locais onde a espécie foi registrada. Em diversos deles, foram observados ninhos de *P. striaticollis* fixados totalmente em arbustos, utilizando gravetos aparentemente oriundos de arbustos, reforçando a importância deste elemento da vegetação para a espécie. Os arbustos também estiveram entre os tipos de vegetação predominantes nos locais com registro de *S. cinnamomea*, *S. pileata*, *C. caudacuta* e *P. pectoralis*, representando um importante recurso para estas espécies, que os utilizam como poleiros e, em vários casos, para fixação de ninhos (Collar & Wege, 1995; Serafini 2013; Vizentini-Bugoni et al., 2013; Rosoni et al., 2020;

Jacoboski et al., 2023). Além disto, arbustos quase sempre estavam presentes, mesmo que em baixa proporção, em locais com registro das demais espécies, apesar de não aparecer entre seus tipos de vegetação predominantes. A exemplo disto *X. flavus*, apesar de forragear no chão, comumente pousa em arbustos e *H. dominicanus* os utiliza como poleiro para captura de insetos (Fraga et al., 1998; Dias & Maurício, 2002; Bencke et al., 2024) o que também foi observado durante as amostragens deste estudo. Todavia, em locais onde os arbustos predominavam, diminuindo demasiadamente a disponibilidade de gramíneas altas, herbáceas e gravatás, nenhuma espécie de interesse esteve presente. Estes resultados demonstram que os arbustos são um importante elemento da vegetação dos brejos e campos úmidos, sendo que sua presença moderada parece ser determinante para a ocorrência das espécies aqui avaliadas, servindo de abrigo, poleiro e suporte para ninhos. Por outro lado, o avanço excessivo de vegetação arbustiva sobre os brejos, geralmente provocado pela mudança no uso do solo do entorno ou pela exclusão de perturbações, descaracteriza este hábitat, afetando a ocorrência de espécies mais sensíveis (Machado et al., 2008; Pillar & Vélez-Martin, 2010; Larre, 2017; Sühs et al., 2020), o que também foi observado no presente estudo.

Considerando as abundâncias de indivíduos, as correlações positivas mais fortes se deram com as porcentagens de gravatás e de água visível, embora apenas esta última tenha apresentado valor significativo (em relação às abundâncias nos pontos de amostragem). Este resultado provavelmente foi influenciado pela presença de bandos de *X. flavus* em locais com estas características, uma vez que foi a única espécie que apresentou uma relação significativa com água visível. Bandos de *X. flavus* foram observados em locais sem água visível, mas os mais numerosos foram observados em locais com esta característica. Em dois dos três pontos de amostragem onde foram observadas colônias reprodutivas, o solo era encharcado, com uma lâmina d'água parcialmente visível. Assim como observado no presente trabalho, as colônias reprodutivas da espécie geralmente estão estabelecidas em locais com solo encharcado (Fraga et al., 1998; Dias & Maurício, 2002), provavelmente sendo esta uma importante característica que define os sítios de nidificação da espécie. O fato de o período amostral ter coincidido com uma forte estiagem pode ter influenciado a não-associação de outras espécies com a água visível. Muitos dos locais com vegetação adaptada a solos encharcados, como gravatás, não apresentavam água visível. Devido à composição da vegetação, é presumível que o solo destas áreas seja normalmente encharcado, mas a estiagem dificultou a detecção desta condição, bem como uma possível associação de outras espécies a ela.

Ao contrário das gramíneas altas, herbáceas e gravatás, algumas categorias de vegetação/cobertura do solo influenciaram negativamente a ocorrência das espécies avaliadas: solo exposto, vegetação rasteira e árvores/arvoretas. Estas categorias, aparentemente, estão relacionadas à duas situações distintas: níveis de perturbação baixos ou ausentes e níveis de perturbação mais elevados. A vegetação rasteira e o solo exposto indicam um maior nível de perturbação sobre a vegetação dos brejos e campos úmidos. Nos locais com maiores porcentagens de vegetação rasteira e solo exposto, comumente havia a presença de gado ou sinais de sua presença. Estes sinais da presença de gado eram comuns mesmo em áreas rodeadas por plantios, sugerindo o seu uso para o pastejo durante a entre safra. É possível ainda que esta perturbação tenha se dado por meio de roçadas, aplicação de herbicidas ou ateuio de fogo. Níveis mais elevados de perturbação, como pastejo, resultam em uma vegetação mais baixa e pouco densa, desfavorecendo as espécies aqui avaliadas (Derner et al., 2009; Azpiroz et al., 2012; Dias et al., 2017).

Relação entre a disponibilidade de habitats e a ocorrência das espécies

Em relação às dimensões dos brejos, o registro de *S. cinnamomea*, *X. flavus*, *H. dominicanus*, *L. rectirostris* e *P. striaticollis* em trechos de brejos mais esteiros, com larguras de 20 a 45 metros, mostra que ambientes relativamente pequenos também são utilizados por tais espécies. Apesar da pequena área, estes locais apresentavam uma estrutura da vegetação propícia a ocorrência de tais espécies, sendo que tal estrutura é um dos principais fatores atuantes na ocupação destes ambientes pelas aves (Herkert, 1994; Bencke, 2009). Além disto, sempre haviam manchas de hábitat maiores nos arredores destes locais, o que certamente influencia a presença destas espécies. Este resultado reforça a importância de pequenas manchas de hábitat, especialmente as com menor área de borda, para a conservação de aves campestres (Davis, 2004). Apesar de manchas pequenas de hábitat terem sua importância, nossos resultados mostram que, de forma geral, as espécies avaliadas estão associadas a locais com maior disponibilidade de hábitat. Quanto à largura do brejo/campo úmido no ponto de amostragem, as médias associadas a cada espécie (tabela IV) são superiores a 60 metros para todas elas, e superiores a 100 metros para a maioria. As médias de comprimento total dos brejos e campos úmidos com registro de cada espécie, próximas ou superiores a 1 km para todas as espécies (tabela IV), demonstram que, nas regiões onde foram registradas, estes ambientes se estendem por longas distâncias, acompanhando as linhas de drenagem. As médias de AOB no raio de 500 metros, superiores a 10 ha para a maioria das espécies, reforçam a associação destas

a áreas com boa disponibilidade de hábitat. Considerando o conjunto de espécies, as correlações entre riquezas de espécies, abundâncias de indivíduos e as categorias de dimensões dos brejos, são todas positivas, e significativas para as áreas ocupadas por brejos (AOBs) (tabela IX). Considerando as espécies separadamente, praticamente todas elas apresentam alguma correlação positiva e significativa para uma ou mais variáveis de dimensão. Ou seja, áreas com maior disponibilidade de brejos e campos úmidos tendem a abrigar um maior número das espécies aqui avaliadas. Esta relação pode ser observada em duas escalas diferentes: através da correlação positiva entre riqueza de espécies no ponto de observação e a AOB dentro do raio de 100 metros, e entre riqueza de espécies na área de estudo e a AOB dentro do raio de 500 metros. Estes resultados acompanham a tendência de aumento da riqueza e abundância de espécies de aves campestres à medida que aumentam o tamanho dos fragmentos de hábitat, bem como o favorecimento de espécies sensíveis ao tamanho do hábitat (Herkert, 1994; Helzer & Jelinski, 1999; Davis, 2004).

Relações entre a composição dos ambientes de entorno e a ocorrência das espécies

Algumas espécies, tais como *C. caudacuta*, apresentaram mais registros, ou maiores abundâncias, em meio aos plantios de soja. Tal fato, provavelmente não está relacionado a um possível favorecimento das espécies pelo plantio em si, mas sim pela ausência ou diminuição das perturbações dentro dos brejos, em relação àqueles situados em meio a campos nativos, comumente impactos pelo pastejo. No entanto, como já citado, longos períodos de exclusão de pastejo favorecem o surgimento de vegetação lenhosa, descaracterizando o hábitat de algumas espécies mais sensíveis (Machado et al., 2008; Pillar & Vélez-Martin, 2010; Larre, 2017; Sühs et al., 2020). *C. caudacuta* não foi afetado pelo avanço recente de arbustos em APPs campestres inseridas em plantios de eucalipto (Jacoboski et al., 2023). Porém, tal estudo ressalta a importância do acompanhamento deste avanço para a identificação de um limiar de densidade de arbustos tolerado pela espécie (Jacoboski et al., 2023). Uma situação parecida pode estar ocorrendo nos brejos e campos úmidos inseridos em lavouras de soja, nos quais o tempo relativamente curto (na maioria dos locais) desde a conversão pode não ter causado, até o momento, mudanças na estrutura da vegetação significativamente prejudiciais à *C. caudacuta* e outras espécies avaliadas. Segundo Sühs et al. (2020), em cerca de 30 anos pode haver o avanço total de arbustos sobre campos nativos não pastejados e sem manejo. Apesar de terem sido amostradas poucas áreas convertidas em plantio aparentemente há muitos anos, a ausência quase completa das espécies avaliadas em locais que apresentavam intenso avanço de vegetação

lenhosa, indica que tal avanço pode atingir um estágio limitante à ocorrência das espécies ameaçadas de extinção dependentes de brejos e campos úmidos.

Os outros tipos de uso do solo identificados nos arredores das áreas amostradas, plantações de arroz e eucalipto, correlacionam-se negativamente com as riquezas de espécies. Apesar de isto sugerir que tais cultivos desfavorecem as espécies avaliadas, os baixos números de áreas amostradas com estas condições impossibilitam inferir isto de forma segura. Todavia, é interessante mencionar que várias áreas com brejos e campos úmidos inseridas em plantios de eucalipto, onde pretendia-se realizar amostragens, apresentavam uma vegetação alta e extremamente densa, impossibilitando o deslocamento e uma boa visualização durante a amostragem. Em outras, a vegetação encontrava-se bastante impactada pelo pastejo intenso. No entanto, brejos e campos nativos inseridos em APPs de plantios de eucalipto são capazes de abrigar algumas das espécies alvo do estudo e outras de interesse conservacionista, desde que mantenham uma estrutura da vegetação adequada e preferencialmente tenham conexão com outras áreas de campo nativo (Jacoboski et al., 2017; Jacoboski et al., 2022). Em relação aos cultivos de arroz, *S. palustris* apresentou, com estes, a correlação mais forte entre uma espécie e o tipo de uso do solo. Apesar de isto ser um reflexo do intenso uso das várzeas para plantios de arroz, este resultado ressalta a necessidade da preservação de remanescentes de brejos e campos úmidos inseridos nestes locais, uma vez que *S. palustris* também utiliza ambientes rodeados por plantios de arroz (Vizentin-Bugoni et al., 2013). Embora estes sejam importantes refúgios para *S. palustris*, a conservação da espécie a longo prazo provavelmente depende da manutenção de áreas mais extensas, onde encontram-se suas principais populações reprodutivas (Serafini, 2013; Vizentin-Bugoni et al., 2013).

Relação entre a ocorrência das espécies de interesse e o tipo de antropização dos ambientes

Os impactos antrópicos aqui identificados (tabela VIII) provavelmente consistem nos principais exercidos sobre os brejos e campos úmidos da região, uma vez que foram amostradas áreas sujeitas aos tipos de uso do solo mais representativos na paisagem local. O impacto mais frequente nos pontos de amostragem é a construção de açudes sobre os brejos/ campos úmidos, que apresenta correlações negativas com a abundância de indivíduos e, principalmente, com a riqueza de espécies nos pontos de amostragem e áreas de estudo (tabela IX). Na região de estudo, os açudes têm por finalidade a dessedentação animal e, em alguns casos, a irrigação de lavouras. A utilização das linhas de drenagens para este fim mostrou-se comum na região de

estudo, assim como constatado por Bernardi (2021) nos Campos de Cima da Serra, outra região com ocorrência de diversas espécies campestres e de áreas úmidas ameaçadas de extinção, várias delas em comum com as avaliadas neste estudo (Belton, 1994; Serafini, 2013; Bencke et al., 2024). Bencke (2009) também cita a destruição de áreas úmidas por açudes e barragens como uma frequente ameaça à fauna destes locais. As correlações negativas e não-desprezíveis entre a presença de açudes e a maioria das espécies de aves avaliadas sugere que este impacto sobre os brejos e campos úmidos pode afetar sua ocorrência, principalmente *P. striaticollis*. Ainda que esta última tenha sido a única com valor P significativo, a construção de açudes também é uma ameaça a outras espécies, como *S. cinnamomea*, *X. flavus* e *L. rectirostris*, para o qual representa uma das principais ameaças nos Campos de Cima da Serra (Serafini, 2013; Larre, 2017).

Os aterros, segundo tipo de impacto antrópico mais frequente nos pontos amostrados, geralmente eram feitos para possibilitar a passagem de veículos e máquinas sobre os brejos, o que também foi constatado por Bernardi (2021). Este tipo de impacto apresenta correlações negativas com as riquezas e abundâncias nos pontos e principalmente nas áreas de estudo, bem como com a maioria das espécies de aves avaliadas. *S. pileata*, *P. striaticollis* e *C. caudatuta* foram as espécies mais afetadas pela ocorrência de aterros, apresentando correlações negativas e significativas. A supressão de banhados e brejos para urbanização, que se dá primeiramente pelo aterramento dos brejos, é citada também como ameaça para *X. flavus* (Dias, 2018).

Os sinais da presença de gado, identificados em cerca de 30% dos pontos amostrados, e a presença de gado (16,7% dos pontos), são os únicos impactos antrópicos com correlações positivas não-desprezíveis com a abundância de indivíduos das espécies avaliadas. No entanto, a presença de gado apresentou correlações negativas não-desprezíveis com a riqueza de espécies nos pontos e áreas de estudo. A ocorrência de *X. flavus* em locais com a presença destes impactos provavelmente influenciou este resultado, uma vez que a espécie vive em bandos, ao contrário das demais avaliadas (Belton, 1994; Serafini, 2013; Mohr et al., 2017). Dentre os impactos antrópicos aqui considerados, o pastejo é provavelmente o único que pode ser benéfico em certas situações. Isto deve-se à possibilidade de conciliar a pecuária com a preservação da vegetação campestre, principalmente por meio do controle da carga animal empregada (Develey et al., 2008; Pillar et al., 2009; Thomas et al., 2023). Entretanto, sabe-se que o emprego de cargas animais elevadas torna a vegetação campestre mais baixa e pode provocar o pisoteio da vegetação dentro dos brejos, podendo ainda causar erosão do solo e invasão de plantas exóticas (Overbeck et al., 2007; Vélez- Martin et al., 2015). As correlações

negativas entre algumas espécies, como *C. caudacuta* e *P. striaticollis*, e os sinais e presença de gado, podem indicar que, em certos locais, o gado modificou a vegetação afetando a sua ocorrência. Corroborando esta possibilidade, *P. striaticollis* e *C. caudacuta* foram as espécies mais afetadas pela presença de gado e/ou sinais de gado, que tende a desfavorecer a ocorrência de gramíneas altas, tipo de vegetação ao qual estas espécies estão estreitamente relacionadas.

As roçadas, que se correlacionaram negativamente com as abundâncias de indivíduos e, principalmente, com a riqueza de espécies, foram constatadas tanto em campos nativos quanto em lavouras de soja. Aparentemente, o objetivo destas roçadas é o aumento da área disponível para plantio ou para pastejo, em detrimento da supressão da vegetação do brejo, principalmente em suas bordas. Mesmo que a área roçada não seja posteriormente convertida, este impacto pode afetar as espécies de aves do local, pois altera a estrutura da vegetação (Serafini, 2013). Dentre as espécies avaliadas, *P. striaticollis* foi a espécie mais afetada pelas roçadas, tendo apresentado correlação negativa e significativa.

A abertura de canais de drenagem, apesar de ter sido observada em menos de $\frac{1}{4}$ (20,4%) dos brejos amostrados, é o impacto antrópico com as correlações negativas mais fortes, principalmente com o número de espécies, tanto nos pontos de amostragem quanto nas áreas de estudo. As drenagens são, por vezes, apontadas como ameaça à brejos e banhados e às aves ameaçadas que estes ambientes abrigam (Bencke, 2009; Serafini, 2013; Dias, 2018), dados reforçados pelo resultado aqui obtido. Drenagens artificiais têm a finalidade de escoar a água de solos encharcados, diminuindo a umidade nos brejos, que se tornam suscetíveis ao avanço de vegetação lenhosa (Serafini, 2013). Em vários dos locais onde se constatou a presença de drenagens, a vegetação do brejo era alta (superior a 2,5 m), densa e com predomínio de arbustos e/ou arvoretas e árvores. Na maioria destes locais, aparentemente modificados pela abertura de drenagens, nenhuma espécie foi registrada. Nos poucos pontos, com estas características, em que houveram registros, a ave encontrava-se em partes do brejo onde o avanço da vegetação lenhosa não era tão intenso.

O ateuo de fogo aos brejos e campos úmidos foi o único impacto antrópico aqui avaliado que apresentou uma frequência extremamente baixa, tendo sido constatado em apenas um ponto de amostragem. Este resultado contrasta com os obtidos por Bernardi (2021), que aponta o ateuo de fogo como o impacto amplamente mais frequente nos brejos da região dos Campos de Cima da Serra (RS). Nesta região, a utilização do fogo para renovação das pastagens é uma prática muito comum e acaba afetando os brejos inseridos nas paisagens campestres (Boldo et al., 2006; Pillar et al., 2009; Bernardi, 2021). Todavia, na região onde o presente estudo foi desenvolvido,

o fogo é pouco utilizado para este fim, o que possivelmente explica a baixa frequência deste impacto nos pontos amostrados. Porém, o fogo pode ser utilizado com o objetivo específico de suprimir a vegetação do brejo, situação aparentemente mais comum na região de estudo (de acordo com relatos de moradores locais). Contudo, nem sempre é possível detectar o uso do fogo, devido ao subsequente cultivo sobre a área queimada ou o desenvolvimento de vegetação, encobrindo os sinais de fogo. Sendo assim, é possível que os brejos e campos úmidos da região sejam impactados pelo fogo com uma frequência maior do que a aqui relatada. O uso de fogo para renovação de pastagens ou o ateu ilegal para eliminação da vegetação são importantes ameaças para as aves campestres ameaçadas de extinção, provocando perda de hábitat, diminuição de oferta de alimento e perda de ninhos e filhotes (Serafini, 2013, Dias, 2018; Bencke et al., 2024). Sendo assim, apesar de aparentemente não serem frequentes na região de estudo, as queimadas podem causar um forte impacto de forma localizada, potencialmente eliminando por completo áreas de brejos/campos úmidos.

Em relação aos pontos onde não foram detectados impactos antrópicos (n= 24), em apenas um deles não houve registro de alguma das espécies de interesse do estudo. Isto significa que, em praticamente todos os pontos sem impactos antrópicos, teoricamente mais preservados, uma ou mais espécies foram registradas. Além disso, praticamente todos os pontos de amostragem sem registros das espécies de interesse, apresentavam um ou mais tipos de impactos antrópicos. Este cenário revela que, de um modo geral, as espécies alvo deste estudo são negativamente afetadas por impactos antrópicos. Os mais frequentes, nos pontos sem espécies, são a construção de açudes, os aterros e a abertura de drenagens artificiais. Interessante observar que todos estes impactos têm o potencial de afetar a umidade dos brejos, principal característica destes ambientes. A diminuição da umidade favorece o avanço de vegetação lenhosa, como árvores e arvoretas (Serafini, 2013). Este tipo de vegetação se correlaciona negativamente com a abundância de indivíduos e, principalmente, com as riquezas nos pontos de amostragem e áreas de estudo, reforçando esta constatação.

Ao analisar os dados de cada espécie separadamente, considerando as correlações negativas e significativas estatisticamente, alguns impactos podem ser apontados como desfavoráveis à ocorrência das espécies avaliadas de forma individual. São eles: drenagens (para *S. cinnamomea*, *S. pileata* e *P. striaticollis*), aterros (para *S. pileata*, *P. striaticollis* e *C. caudacuta*), sinais de gado (para *P. striaticollis* e *C. caudacuta*) e roçadas, presença de gado e açudes (para *P. striaticollis*). Importante mencionar que, a maioria destas correlações negativas com valores P significativos foram observadas para espécies com maiores números amostrais.

Sendo assim, as demais espécies podem também estar sendo afetadas por algum(s) dos impactos antrópicos avaliados, mas o baixo número amostral dificulta a detecção de correlações significativas. Além disto, algumas espécies, como *X. flavus* e *C. caudacuta*, tiveram boa parte de seus registros em pontos sem impactos antrópicos. Este resultado sugere que *X. flavus* pode preferir áreas mais preservadas, apesar de habitar paisagens alteradas, e reforça a dependência de *C. caudacuta* em relação a áreas bem preservadas (Serafini, 2013; Smith, 2017; Dias, 2018; Bencke et al., 2024).

5.5. CONCLUSÕES

Os resultados aqui apresentados reforçam a importância dos brejos e campos úmidos como micro-habitats indispensáveis para diversas espécies de aves ameaçadas de extinção no sul da América do Sul, que dependem necessariamente deste tipo de ambiente durante todo o seu ciclo de vida ou em partes dele. A ocorrência de todas as espécies alvo do estudo na região, durante o período amostral, que coincide com a estação reprodutiva destas espécies, demonstra que a região central do Pampa brasileiro abriga grande parte dos representantes da comunidade de aves ameaçadas dependentes de brejos e campos úmidos do Pampa. Confirmando uma das hipóteses que nortearam o estudo, as espécies não se distribuíram de forma regular pelas áreas amostradas. Para cada uma das espécies, foi possível identificar respostas às características do hábitat relacionadas à vegetação, dimensões e impactos antrópicos. Algumas destas respostas foram claramente evidenciadas pelas análises estatísticas. Para outras, apesar de não terem sido comprovadas estatisticamente, sugerem novas perspectivas com hipóteses interessantes a serem testadas futuramente. Na vegetação, foi possível identificar dois elementos chave para a ocorrência das espécies, as gramíneas altas e gravatás, confirmando a hipótese de que a presença e abundância das diferentes espécies alvo desse estudo estariam diretamente relacionadas à estrutura e composição da vegetação. De modo geral, as espécies foram favorecidas por maiores disponibilidades de hábitat, confirmando a hipótese de que o tamanho das áreas ocupadas por brejos e campos úmidos influenciaria positivamente a ocorrência das espécies de interesse. Os dados referentes aos impactos antrópicos, além de confirmarem a última hipótese levantada, ajudam a comprovar os efeitos negativos de impactos que há muito tempo são mencionados como algumas das principais ameaças às espécies alvo deste estudo.

Estas informações complementam o conhecimento acerca da ecologia das espécies avaliadas, e podem auxiliar na elaboração de estratégias de conservação. Estes dados podem

ainda contribuir para a identificação de áreas propícias à ocorrência destas espécies em outras regiões do Pampa ou de ecossistemas campestres que apresentem uma dinâmica socioambiental similar. O registro da maioria das espécies avaliadas em algumas regiões da área de estudo aponta para a possibilidade de conservar boa parte da comunidade de aves ameaçadas do Pampa em um mesmo local. Além disto, evidencia-se a necessidade da criação de unidades de conservação na região, ou do emprego de outras estratégias, que sejam capazes de manter as características dos brejos e campos úmidos necessárias à ocorrência de populações viáveis das espécies de aves ameaçada de extinção adaptadas a estes ambientes.

5.6. REFERÊNCIAS

- ACCORDI, I. A., & BARCELLOS, A. 2006. Composição da avifauna em oito áreas úmidas da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 14(2), 101-115.
- ACCORDI, I. A., & HARTZ, S. M. 2006. Distribuição espacial e sazonal da avifauna em uma área úmida costeira do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 14(2), 117-135.
- AGUIAR, C. A.; ROSONI, J. R. R.; SANCHEZ, A. B.; FONTOURA, N. F. & FONTANA, C. S. 2023. Unlocking the mystery of Bearded Tachuri's *Polystictus pectoralis* migration. II Ornithological Congress of the Americas, Gramado, Rio Grande do Sul, Brasil. Abstract book, p. 157.
- ANDRADE, B. O., DRÖSE, W., AGUIAR, C. A. D., AIRES, E. T., ALVARES, D. J., BARBIERI, R. L., ... & MENDONÇA JUNIOR, M. D. S. 2023. 12,500+ and counting: biodiversity of the Brazilian Pampa. **Frontiers of Biogeography** 15.2, e59288.
- 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. **Journal of Field Ornithology** 83(3): 217-246.
- BELTON, WILLIAM. 1994. **Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia**. São Leopoldo, Editora Unisinos. 584p.
- BENCKE G.A., FONTANA C.S., DIAS R.A., MAURÍCIO G.N. & MÄHLER J.K.F. 2003. Aves. In: Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul (eds. FONTANA CS, BENCKE GA & REIS RE). Ed. PUCRS, Porto Alegre, pp. 189-479.

- BENCKE, G. A. 2009. Diversidade e conservação da fauna dos campos do sul do Brasil. *In*: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S. & JACQUES, A. V. A. eds. **Campos Sulinos- conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p.101-121.
- BENCKE, G. A.; DIAS, R. A. & FONTANA, C. S. 2024. Birds of the *Campos Sulinos*. *In*: OVERBECK G. E.; PILLAR, V. D.; MÜLLER, S. C. & BENCKE, G. A. eds. **South Brazilian Grasslands: Ecology and Conservation of the Campos Sulinos**. Springer. p. 231- 287;
- BERNARDI, F. A. P. Ameaças aos banhados e suas implicações à biodiversidade de aves nos Campos de Cima da Serra do Rio Grande do Sul. 2021. Trabalho de conclusão de curso, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- BETINI, G. S. Amostragem de aves por pontos numa floresta estacional semidecidual, São Paulo, Brasil. 2001. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- BILENCA D.N. & MIÑARRO F.O. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizal em las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. **Fundación Vida Silvestre Argentina** 320.
- BOLDO, E. L., BRUNETTO, A., SIMIONI, G. L., SARTORI, M., BUTZKE, A., SPECHT, A., ... & WASUM, R. A. 2006. O uso do fogo como prática agropastoril na microrregião homogênea dos campos de cima da serra: análise da situação atual e busca de um modelo sustentável. **Revista Brasileira de Agroecologia**, 1(1).
- CARVALHO P.C.F., PARUELO J. & AYALA W. 2008. Estado Actual y Perspectivas del Bioma Campos. *In*: **Bioma Campos: Innovando para Mantener su Sustentabilidad y Competitividad**. Tradinco, Montevideo, pp. 29-40.
- CARVALHO, P. C. F.; SANTOS, D. T.; GONÇALVES, E. N.; PINTO, C. E.; NEVES, F. P.; TRINDADE, J. K.; BREMM, C.; MEZZALIRA, J. C.; NABINGER, C. & JACQUES, A. V. A.. 2009. Lotação animal em pastagens naturais: políticas, pesquisas, preservação e produtividade. *In*: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S. & JACQUES, A. V. A. eds. **Campos Sulinos- conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p.214-228.
- CASTILHOS, Z. M. S; MACHADO, M. D. & PINTO, M. F.. 2009. Produção animal com conservação da flora campestre no bioma Pampa. *In*: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S. & JACQUES, A. V. A. eds. **Campos Sulinos- conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p. 199-205.

CFB (2012) Código Florestal Brasileiro. Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm> Acesso em 19 de novembro de 2023;

CODESIDO, M.; GONZÁLEZ-FISCHER, C. M. & BILENCA, D. N. 2013. Landbird Assemblages in Different Agricultural Landscapes: A Case Study in the Pampas of Central Argentina: Ensembles de Aves Terrestres en Diferentes Paisajes Rurales: Un Estudio de Caso en las Pampas del Centro de Argentina. **The Condor**. v. 115, n. 1, p. 8-16, 2013.

COLLAR, N. J.; WEGE, D. C. 1995. The distribution and conservation status of the Bearded Tachuri *Polystictus pectoralis*. **Bird Conservation International**, v. 5, n. 2-3, p. 367-390.

CORDEIRO, J. L. P. & HASENACK, H. 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S. & JACQUES, A. V. A. eds. **Campos Sulinos- conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília**, p. 285-299.

DACOSTA, B. S. C.. Determinação das características da representação do relevo no Bioma Pampa para o mapeamento sistemático brasileiro. 2021. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

DAVIS, S. K. 2004. Area sensitivity in grassland passerines: effects of patch size, patch shape, and vegetation structure on bird abundance and occurrence in southern Saskatchewan. **The auk**, v. 121, n. 4, p. 1130-1145.

DERNER, J. D.; LAUENROTH, W. K.; STAPP, P. & AUGUSTINE, D. J. 2009. Livestock as ecosystem engineers for grassland bird habitat in the western Great Plains of North America. **Rangeland Ecology & Management** 62(2): 111-118.

DEVELEY, P. F.; SETUBAL, R. B.; DIAS, R. A. & BENCKE, G. A.. 2008. Conservação das aves e da biodiversidade no bioma Pampa aliada a sistemas de produção animal. **Revista Brasileira de Ornitologia** 16(4): 308-315.

DI GIACOMO, A. S., VICKERY, P. D., CASANAS, H., SPITZNAGEL, O. A., OSTROSKY, C., KRAPOVICKAS, S., & BOSSO, A. J. 2010. Landscape associations of globally threatened grassland birds in the Aguapey river Important Bird Area, Corrientes, Argentina. **Bird Conservation International**, 20(1), 62-73.

DIAS, R. A. *Xanthopsar flavus*. In: Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III – Aves / -- 1. ed. -- Brasília, DF : ICMBio/MMA, 2018.

DIAS, R. A. *Xolmis dominicanus*. In: Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III – Aves / -- 1. ed. -- Brasília, DF : ICMBio/MMA, 2018.

DIAS, R. A. 2013. Padrões de diversidade em comunidades de aves relacionados a variáveis de habitat em campos temperados do sudeste da América do Sul. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

DIAS, R. A. *Limnocittes rectirostris*. SILVEIRA, L. F.; STRAUBE, F. C. Aves ameaçadas de extinção no Brasil. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção, v. 2, p. 378-679, 2008.

DIAS, R. A.; BASTAZINI, V. A. & GIANUCA, A. T. 2014. Bird-habitat associations in coastal rangelands of southern Brazil. **Iheringia, Série Zoologia** 104(2): 200-208.

DIAS, R. A.; GIANUCA, A. T.; VIZENTIN-BUGONI, J.; GONÇALVES, M. S. S.; BENCKE, G. A. & BASTAZINI, V. A. 2017. Livestock disturbance in Brazilian grasslands influences avian species diversity via turnover. **Biodiversity and Conservation** 26: 2473-2490.

DIAS, R. A.; MAURÍCIO, G. N. 2002. Natural history notes and conservation of a Saffron-cowled Blackbird *Xanthopsar flavus* population in the southern coastal plain of Rio Grande do Sul, Brazil. **Bird Conservation International**, v. 12, n. 3, p. 255-268.

DORNAS, T.; PACHECO, J. F.; OLMOS, F. 2013. Ocorrência de caboclinhos austrais (Emberizidae, *Sporophila* sp.) no Cerrado Norte, Brasil: extensão da distribuição geográfica e implicações para conservação. **Atualidades Ornitológicas**, v. 176, p. 58-63.

ECHER, R.; DA CRUZ, J. A. W.; ESTRELA, C. C.; MOREIRA, M. & GRAVATO, F. 2015. Usos da terra e ameaças para a conservação da biodiversidade no bioma Pampa, Rio Grande do Sul. **Revista Thema** 12(2): 4-13.

FISHER, RYAN J.; DAVIS, STEPHEN K. 2010. From Wiens to Robel: a review of grassland-bird habitat selection. **The Journal of Wildlife Management** 74(2): 265-273.

FONTANA C. S. & BENCKE, G. A. 2015. Biodiversidade de Aves. In: PILLAR, V. D. & LANGE, O. eds. **Os Campos do Sul**. Porto Alegre, Rede Campos Sulinos, UFRGS. p. 91-100.

FRAGA, R. M. 2005. Ecology, behavior and social organization of saffron-cowled blackbirds (*Xanthopsar flavus*). **Ornitol. Neotrop**, v. 16, p. 15-29.

- FRAGA, R. M.; CASAÑAS, H.; PUGNALI, G. 1998 Natural history and conservation of the endangered Saffron-cowled Blackbird *Xanthopsar flavus* in Argentina. **Bird Conservation International**, v. 8, n. 3, p. 255-267.
- FRANZ, I; AGNE, C. E.; BENCKE, G. A.; BUGONI, L. & DIAS, R. A. 2018. Four decades after Belton: a review of records and evidences on the avifauna of Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia** 108: e2018005.
- FREITAS, M. S., MEDOLAGO, C. A., COSTA, M. C., TELLES, M., FRANCISCO, M. R., & MOTTA-JUNIOR, J. C. 2018. First description of nests, eggs, and nestlings of the Pearly-bellied Seedeater (*Sporophila pileata*). **The Wilson Journal of Ornithology**, 130(3), 823-828.
- GREGORY, R. D., GIBBONS, D. W. & DONALD, P. F. 2004. Bird Census and survey techniques. In: SUTHERLAND, W. J., NEWTON, I. & GREEN, R. E. (Eds.). **Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques**. New York, Oxford University Press. p. 17-52;
- HAMER, T. L., FLATHER, C. H., & NOON, B. R. 2006. Factors associated with grassland bird species richness: the relative roles of grassland area, landscape structure, and prey. **Landscape Ecology**, 21, 569-583.
- HASENACK, H., WEBER, E. J., BOLDRINI, I. I., TREVISAN, R., FLORES, C. A., & DEWES, H. 2023. Biophysical delineation of grassland ecological systems in the State of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. **Iheringia, Série Botânica** v. 78: e2023001.
- HELZER, C. J.; JELINSKI, D. E. 1999. The relative importance of patch area and perimeter–area ratio to grassland breeding birds. **Ecological applications**, v. 9, n. 4, p. 1448-1458.
- HERKERT, J. R. 1994 The effects of habitat fragmentation on midwestern grassland bird communities. **Ecological applications**, v. 4, n. 3, p. 461-471.
- ISACCH, JUAN PABLO; CARDONI, DANIEL AUGUSTO. 201 Different grazing strategies are necessary to conserve endangered grassland birds in short and tall salty grasslands of the flooding Pampas. **The Condor**, v. 113, n. 4, p. 724-734.
- JACOBOSKI, L. I.; PAULSEN, R. K. & HARTZ, S. M. 2023. Does encroachment of shrubs over grasslands affect the behavior and habitat use of *Culicivora caudacuta*? **Ornithology Research**, v. 31, n. 2, p. 103-110.

JACOBOSKI, L. I.; DE OLIVEIRA, A.; HARTZ, S. M. 2022. Are abandoned grasslands within forest plantations effective for the conservation of grassland birds? **Journal of Field Ornithology**, v. 93, n. 1.

JACOBOSKI, LUCILENE INÊS; PAULSEN, RAQUEL KLEIN; HARTZ, SANDRA MARIA. 2017. Bird-grassland associations in protected and non-protected areas in southern Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation** 15(2): 09-114.

KANEGAE, M. F.; LEVY, G.; FREITAS, S. R. 2012 Habitat use by Sharp-tailed Tyrant (*Culicivora caudacuta*), and Cock-tailed Tyrant (*Alectrurus tricolor*) in the Cerrado of Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**. v. 20, n. 1, p. 52-58.

KRÜGEL, M. M., GRESSLER, D. T., BEHR, E. R., ACCORDI, I. A., & PINHEIRO, G. C. Recent records of the Bearded Tachuri *Polystictus pectoralis* (Tyrannidae) (Vieillot 1817) in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 16, n. 4, p. 366-368.

LARRE, G. G.. História de vida de *Limnoctites rectirostris* (Aves: Furnariidae) nos Campos de Cima da Serra, sul do Brasil. 2017. Dissertação de mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

LIMA, E. M. C.. Taxonomia, distribuição e conservação dos 'caboclinhos' do complexo *Sporophila bouvreuil* (Aves: Emberizidae). 2008. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

MARTELL, R. W. Comunidades de aves associadas a diferentes fisionomias em área campestre sob uso pastoril no bioma Pampa. 2015. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

MAURÍCIO, G. N., ENTIAUSPE-NETO, O. M., QUINTELA, F. M., LOEBMANN, D., & DE MORAES, L. A. 2017. Ocorrência e distribuição de vertebrados ameaçados de extinção no Pontal da Barra, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. **Geographia Meridionalis**, v. 3, n. 3, p. 301-320.

MOHR, L. R., PÉRICO, E., FONSECA, V. S., & MOHR, A. R. The breeding biology, nest success, habitat and behavior of the endangered Saffron-cowled Blackbird, *Xanthopsar flavus* (Aves: Icteridae), at an Important Bird Area (IBA) in Rio Grande do Sul, Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v. 34, 2017.

MOURA, E. J. T. 2013. Biologia reprodutiva do veste-amarela (*Xanthopsar flavus*, Gmelin 1788) nos Campos de Cima da Serra, Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo.

MÜLLER, S. C.; OVERBECK, G. E.; PFADENHAUER, J. & PILLAR, V. D. 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. **Plant Ecology** 189: 1-14;

NABINGER, C.; MORAES, A. & MARASCHIN, G. E. 2000. Campos in Southern Brazil. *In*: LEMAIRE, G.; HODGSON, J.; MORAES, A.; NABINGER, C. & CARVALHO, P. C. F. eds. **Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology**. Wallingford, CABI Publishing, p. 355-376.

OVERBECK, G. E., MÜLLER, S. C., FIDELIS, A., PFADENHAUER, J., PILLAR, V. D., BLANCO, C. C., ... & FORNECK, e. d. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, 9(2), 101-116.

OVERBECK, G. E.; BOLDRINI, I. I.; DO CARMO, M. R. B.; GARCIA, E. N.; MORO, R. S.; PINTO, C. E.; TREVISAN, R. & ZANNIN, A. 2015. Fisionomia dos campos. *In*: PILLAR, V. D. & LANGE, O. eds. **Os Campos do Sul**. Porto Alegre, Rede Campos Sulinos, UFRGS, p. 31-42.

PARKER III, T. A.; WILLIS, E. O. 1997. Notes on three tiny grassland flycatchers, with comments on the disappearance of South American fire-diversified savannas. **Ornithological Monographs**, p. 549-555.

PEEL, MURRAY C.; FINLAYSON, BRIAN L.; MCMAHON, THOMAS A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and earth system sciences** 11(5): 1633-1644.

PILLAR, V. D. & QUADROS, F. L. F. 1997. Grassland-forest boundaries in Southern Brazil. **Coenoses** 12(2-3): 119-126.

PILLAR, V. D. P., & LANGE, O. (Eds.). 2015. **Os campos do sul** (p. 192). Porto Alegre/RS: Rede Campos Sulinos-UFRGS.

PILLAR, V. D.; VÉLEZ, E. 2010. Extinção dos Campos Sulinos em unidades de conservação: um fenômeno natural ou um problema ético. **Natureza & Conservação**. v. 8, p. 84-86.

PILLAR, V. D.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. D. S. & JACQUES, A. V. A. 2009. **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 403p.

REIS, J. C. L. 2009. O uso de herbicidas para introdução de forrageiras nos campos e seus efeitos na flora campestre. *In*: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S. & JACQUES, A. V. A. eds.

Campos Sulinos- conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p. 199-205.

RIBEIRO, C. M & QUADROS, F. L. F. 2015. Valor histórico e econômico da pecuária. *In:* PILLAR, V. D. & LANGE, O. eds. **Os Campos do Sul.** Porto Alegre, Rede Campos Sulinos, UFRGS, p. 19-28.

ROBBINS, CHANDLER S. 1981. Effect of time of day on bird activity. **Studies in avian biology** 6(3): 275-286.

ROSONI, J. R. R.; FONTANA, C. S.; CARLOS, C. J. 2020. Nests, eggs, clutch size, and nestlings of the Chestnut Seedeater (*Sporophila cinnamomea*), a vulnerable species of South America. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 132, n. 4, p. 998-1007.

SERAFINI PP (Org). 2013. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Passeriformes Ameaçados dos Campos Sulinos e Espinilho. ICMBio, Brasília.

SILVA J.M.C. 1999. Seasonal movements and conservation of seedeaters of the genus *Sporophila* in South America. *In:* VICKERY PD & HERKERT JR. eds. **Ecology and conservation of grassland birds of the Western Hemisphere.** Cooper Ornithological Society, Lawrence, (Studies in Avian Biology, 19), pp. 272-280.

SMITH, P. 2017. The juvenile plumage of sharp-tailed tyrant *Culicivora caudacuta* (Aves: Tyrannidae). **Revista Brasileira de Ornitologia**, 25, 122-124.

STEFFEN, T. F. 2017. Influência da carga animal na comunidade de aves campestres no sistema ecológico Campo de Solos Rasos, sudeste da América do Sul. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Biodiversidade, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

STOTZ, D. F., J. W. FITZPATRICK, T. A. PARKER III, & D. K. MOSKOVITZ. 1996. **Neotropical birds: ecology and conservation.** Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois.

SÜHS, RB.; GIEHL, E. L. H.; PERONI, N. 2020. Preventing traditional management can cause grassland loss within 30 years in southern Brazil. **Scientific Reports.** 10:783.

THOMAS, P. A.; OVERBECK, G. E.; DUTRA-SILVA, R.; PORTO, A. B.; ROLIM, R. G.; MINERVINI-SILVA, G. H.; CEZIMBRA, L. D. & MÜLLER, S. C. 2024. Ecological Restoration of *Campos Sulinos* Grasslands. *In:* OVERBECK G. E.; PILLAR, V. D.; MÜLLER, S. C. & BENCKE, G. A. eds. **South**

Brazilian Grasslands: Ecology and Conservation of the *Campos Sulinos*. Springer. p. 529-552.

TROFINO FALASCO, C., DI GIACOMO, A. S., ARANGUREN, M. F., MARTINEZ AGUIRRE, T., GRILLI, P., PAZ, E. L., ... & BERKUNSKY, I. 2022. Nesting biology of the Hudson's Canastero (*Asthenes hudsoni*) and the Bearded Tachuri (*Polystictus pectoralis*), two threatened and poorly known birds of the Pampas grasslands. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, p. 1-10.

VÉLEZ-MARTIN, E.; ROCHA, C. H.; BLANCO, C.; AZAMBUJA, B. O.; HASENACK, H; PILLAR, V. D.. 2015. Conversão e fragmentação. *In*: PILLAR, V. D. & LANGE, O. eds. **Os Campos do Sul**. Porto Alegre, Rede Campos Sulinos, UFRGS, p. 125-134.

VICKERY, P. D., TUBARO, P. L., CARDOSA DA SILVA, J. M., PETER JOHN, B. G., HERKERT, J. R., & CAVALCANTI, R. B. 1999. Conservation of grassland birds in the Western Hemisphere. **Studies in avian biology** 19: 2-26.

VICKERY, P., D. & HERKERT, J. R. 1999. **Ecology and Conservation of grassland Birds of the Western Hemisphere**. Studies in Avian Biology, N. 19. Cooper Ornithological Society, 299p.

VIELLIARD, J. M. E., ALMEIDA, M. D. C., ANJOS, L. D., & SILVA, W. R. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). *In*: VON MATTER, S., DE QUEIROZ PIACENTINI, V., STRAUBE, F. C., CÂNDIDO JR, J. F., & ACCORDI, I. A. **Ornitologia e Conservação. Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento**, Technical Books Editorap, p. 47-60.

VIZENTIN-BUGONI, J., ARETA, J. I., DI GIACOMO, A. G., DI GIACOMO, A. S., JACOBS, F., COIMBRA, M. A. A., & DIAS, R. A. 2013. Breeding biology and conservation of the Marsh Seedeater *Sporophila palustris*. **Bird Conservation International**, 23(2), 147-158.

VIZENTIN-BUGONI, J., JACOBS, F. P., COIMBRA, M. A. A., & DIAS, R. A. 2015. Birds of the Reserva Biológica do Mato Grande and surroundings, Rio Grande do Sul, Brazil. **Check List**, 11(3), 1641-1641.

VOTTO, A. P. D. S., GOMES JUNIOR, A., BUGONI, L., & PEREIRA JUNIOR, J. 2006. Sazonalidade da avifauna no campus carreiros da fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. **Estud. Biol.** 28(62), p. 45-55.

6. CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados obtidos contribuem para o conhecimento das dinâmicas envolvendo o regime de perturbações nos campos nativos e a ocorrência de espécies campestres. Além disto, destacam a importância dos brejos e campo úmidos como micro-habitats dos quais diversas espécies de aves ameaçadas de extinção dependem. Foi possível contatar que, nestes ambientes, o predomínio de gramíneas altas ou gravatás, com uma moderada presença de arbustos, são elementos chave para a ocorrência das espécies avaliadas, bem como uma boa disponibilidade do mesmo tipo de habitat nos arredores. Os resultados também confirmam o efeito negativo dos principais impactos antrópicos, frequentemente apontados como algumas das principais ameaças às espécies aqui avaliadas, mas raramente abordados em estudos com foco em seus efeitos sobre a avifauna ameaçada do Pampa brasileiro.

O cenário aqui observado reforça o entendimento sobre as respostas da comunidade de aves campestres, especialmente as ameaçadas de extinção, frente as características do habitat, bem como às atividades antrópicas que alteram a sua estrutura, afetando a ocorrência das espécies. A conservação das comunidades de aves campestres do Pampa Brasileiro depende da manutenção de um mosaico com diferentes alturas de vegetação campestre. Isto é proporcionado por diferentes regimes e intensidades de pastejo, sendo necessário o aumento das áreas sob intensidade de pastejo baixa, bem como de áreas excluídas de pastejo e outras perturbações. No entanto, considerando que poucos pecuaristas adotam estas práticas, a conservação dos brejos e campos úmidos, que são áreas de preservação permanente protegidas por lei, pode ser uma ferramenta mais eficiente para a conservação das espécies ameaçadas de extinção. Ainda assim, apesar dos brejos e campos úmidos abrigarem boa parte da comunidade de aves campestres ameaçadas de extinção do Pampa Brasileiro, muitas outras espécies de aves campestres, incluindo algumas ameaçadas, dependem de grandes áreas de campos nativos. Além disso espécies como *X. flavus* e *H. dominicanus* necessitam tanto dos brejos/campos úmidos, onde reproduzem, quanto dos campos circundantes, onde forrageiam.

Sendo assim, concluímos que a conservação da avifauna campestre do Pampa Brasileiro, com a ocorrência de espécies com diferentes requerimentos de habitat e de populações viáveis das espécies ameaçadas de extinção, depende da heterogeneidade dos campos nativos aliada ao respeito às áreas de preservação permanente e delimitação de reservas

legais campestres. Ainda que essas reservas devam ser isoladas, evitando o acesso frequente do gado e outras formas de perturbação, sugere-se que sejam manejadas (com o acesso ocasional do gado, por exemplo) evitando o desenvolvimento excessivo de vegetação lenhosa, que tornam o ambiente não adequado a diversas espécies ameaçadas.