

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

RESPOSTA DA COMUNIDADE DE AVES AO USO DO FOGO NOS CAMPOS DE
ALTITUDE DO SUL DO BRASIL

Maurício Bettio

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL
Av. Ipiranga 6681 - Caixa Postal 1429
Fone: (51) 3320-3500
CEP 90619-900 Porto Alegre - RS
Brasil

2017

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

RESPOSTA DA COMUNIDADE DE AVES AO USO DO FOGO NOS CAMPOS DE
ALTITUDE DO SUL DO BRASIL

Maurício Bettio

Orientadora: Dra. Carla Suertegaray Fontana

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

PORTO ALEGRE - RS - BRASIL

2017

SUMÁRIO

| | |
|--|------|
| RELAÇÃO DE FIGURAS | V |
| RELAÇÃO DE TABELAS | VII |
| AGRADECIMENTOS | VIII |
| RESUMO | X |
| ABSTRACT | XI |
| APRESENTAÇÃO | 9 |
| Contextualização geral | 9 |
| Organização e estrutura da dissertação | 21 |
| Literatura citada | 22 |
| | |
| CAPÍTULO 1. Responses of bird community to fire extremes management in grasslands: frequent burns vs burns' suppression | 28 |
| Abstract | 30 |
| Resumo | 31 |
| Introduction | 32 |
| Methods | 37 |
| <i>Study area description</i> | 37 |
| <i>Sampling design</i> | 39 |
| <i>Bird and vegetation surveys</i> | 39 |
| <i>Statistical analysis</i> | 40 |
| Results | 42 |
| Discussion | 49 |
| Management implications for conservation | 52 |
| Acknowledgements | 55 |
| Conflicts of interest | 55 |
| References | 55 |
| Supplementary material | 65 |
| | |
| CAPÍTULO 2. O uso do fogo pode contribuir para a conservação da avifauna nos campos de altitude do sul do Brasil? | 69 |
| Abstract | 71 |
| Introdução | 72 |

| | |
|---|-----|
| Material e Métodos | 74 |
| <i>Descrição da área de estudo</i> | 74 |
| <i>Delineamento</i> | 76 |
| <i>Análise de dados</i> | 77 |
| Resultados | 78 |
| Conflitos de interesse | 84 |
| Agradecimentos | 85 |
| Referências | 85 |
| Material suplementar | 89 |
| | |
| CONCLUSÕES | 96 |
| APÊNDICE FOTOGRÁFICO | 99 |
| NORMAS DE PUBLICAÇÃO | 103 |
| Periódico Biodiversity and Conservation | 103 |
| Periódico Natureza & Conservação (Brazilian Journal for Nature Conservation) | 119 |

RELAÇÃO DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figure 1.** Distribution of sampling points within study region in southern Brazilian highland grasslands. 37
- Figure 2.** Ordination of 80 sample units obtained from a matrix of Bray-Curtis dissimilarity for bird species representing burned excluded grasslands (blue dots) and frequently burned grasslands (red triangles) in the space of the first two principal coordinates (PCoA axes 1 and 2) from highland grasslands of southern Brazil. The ellipses represent IC 95% in relation to centroid (obtained from original distances). 44
- Figure 3.** Ordination diagram (CCA) showing relationships between birds and habitat structural descriptors from 80 sample units in highland grasslands of southern Brazil. Habitat descriptors are indicated with arrow-vectors and represent the highly correlated with first two axes. Graphic shows only bird species with incidence $\geq 3.75\%$. H = vegetation height, V = vegetation cover, R = rock cover, W = number of woody plants. For species names and incidence see Table 3 in Supplementary material. 47
- Figure 4.** Bird species abundance according a gradient of vegetation height in 80 point counts sampled in highland grasslands of southern Brazil. The graphical representation show only data from 39 bird species that have ≥ 6 individuals registered in the whole of samples. Empty circles represent outliers and stars represent extreme outliers. Dashed line into boxes represent median. For species abbreviations see Tabela 3 in Supplementary material. 48

CAPÍTULO 2.

- Figura 1.** Região de estudo e localização dos sítios amostrais nos Campos de Altitude do nordeste do Rio Grande do Sul, com a representação das áreas e períodos de amostragem: C1_2015, C1_2016, C2_2015, C2_2016 = *campos com queima anual ou bianual*; SQ1_2015, SQ2_2015 = *campos excluídos de queima até 2015*; PQ1_2016, PQ2_2016 = *campos queimados em 2016 após longo período sob exclusão de queima*. Para mais detalhes dos acrônimos vide *Delineamento*. 75
- Figura 2.** Heterogeneidade das variáveis de estrutura da vegetação (altura da vegetação e obstrução lateral) e cobertura do solo (cobertura de vegetação e solo exposto) entre os tipos de manejo no período de 2015 e 2016 nos CASB. C = campo controle; SQ = campo sem queima; PQ: pós queima de SQ. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os casos ($p < 0,05$). 79
- Figura 3.** Agrupamento hierárquico demonstrando a dissimilaridade na composição de espécies de aves entre os tipos de manejo com base nas áreas e períodos amostrais. C = campo controle; SQ = campo sem queima; PQ: pós queima de SQ. Os acrônimos correspondem as áreas destacadas na Figura 1. 81
- Figura 4.** NMDS (índice de Bray-Curtis) mostrando associação entre as áreas de amostragem (C1_2015, C2_2015, C1_2016, C2_2016, SQ1_2015, SQ2_2015, PQ1_2016, PQ2_2016) e as 36

espécies de aves com incidência $\geq 9,4\%$. C = campo controle; SQ = campo sem queima; PQ: pós queima de SQ. Espécies grifadas em vermelho são ameaçadas de extinção. Acrônimos das espécies e categorias de ameaça estão contidos na Tabela 2 do Material Suplementar. 82

Figura 5. Imagem representativa da fisionomia das áreas controle (C – vide item *Delineamento* no corpo do artigo). Corresponde a local com incidência de fogo antrópico, anual ou bianual, aplicado entre meados de julho e setembro, pelo menos durante os últimos 50 anos. Perceba a queima em mosaicos, a vegetação mais rasteira e prostrada. Data: setembro de 2015. Crédito: Maurício Bettio. 93

Figura 6. Imagem representativa da fisionomia das áreas sem queima (SQ – vide item *Delineamento* no corpo do artigo). Corresponde a local sob exclusão de queimadas por período entre 10-15 anos. Perceba a vegetação alta e densa, com plantas lenhosas em crescimento. Data: setembro de 2015. Crédito: Maurício Bettio. 94

Figura 7. Imagem representativa da fisionomia das áreas pós queima (PQ – vide item *Delineamento* no corpo do artigo). Corresponde a local submetido a um evento de queima em agosto 2016, após um período de 10-15 anos sob exclusão de queima. Perceba as touceiras em crescimento vegetativo, com solo exposto aparente. Data: novembro de 2016. Crédito: Maurício Bettio. 95

APÊNDICE FOTOGRÁFICO

| | |
|--|-----|
| Área de estudo..... | 99 |
| Área de estudo..... | 100 |
| Fogo em mosaico e material para medidas de vegetação..... | 101 |
| Espécies de aves de interesse conservacionista registradas durante as amostragens..... | 102 |

RELAÇÃO DE TABELAS

APRESENTAÇÃO

Tabela 1. Compilação dos principais resultados de estudos realizados em diferentes ambientes ao redor do mundo envolvendo uso do fogo e sua interação com a avifauna*. Os trabalhos estão organizados por ordem decrescente conforme a data da publicação. 15

CAPÍTULO 1.

Table 1. Summary of differences in average number of observed bird individuals, species and diversity per sample units according types of management of grassland vegetation in highland grasslands of south Brazil: frequently burned grasslands (FBG) and burn excluded grasslands (BEG). Table shows mean values and standard deviation (\pm SD), degrees of freedom (d.f.), Wilcoxon rank-sum test (W) and signification value (p -value). 43

Table 2. Description of the heterogeneity of vegetation and ground cover variables registered in sample units of frequently burned grasslands (FBG) and burn excluded grasslands (BEG) in highlands of South Brazil. Table shows mean values, standard error (\pm SE) and median, Wilcoxon rank-sum test (W) and signification value (p -value). 45

Table 3. Abundance (relative percent to sum of all individuals), incidence and the maximum number of bird individuals (n) per sample unit, with statistically significant differences ($p \leq 0.05$) between n values from two management types of grassland vegetation in South Brazilian Highland Grasslands. Data obtained from 80 point counts rejoinders three times during breeding season, from November of 2015 to January of 2016. P -values are based on Wilcoxon rank-sum test (W). Global conservation status follow IUCN (2016): LC, least concern; NT, near threatened; VU, vulnerable; EN, endangered. Bird nomenclature and taxonomic ordination follows South American Classification Committee – SACC (Pacheco and Agne 2016). 65

CAPÍTULO 2.

Tabela 1. Sumário das diferenças entre os valores de riqueza, abundância, diversidade e dominância das aves entre tipos de manejo e períodos amostrais, com base nos dados coletados nos pontos de escuta na região dos CASB. 80

Tabela 2. Abundância, status de conservação e código de identificação das aves registradas nos diferentes tipos de manejo e períodos (C_2015, C_2016, SQ_2015, PQ_2016) nos campos de altitude do sul do Brasil. Status de conservação: RS (Decreto Estadual nº 51.797 de 2014), BR (MMA, 2014), Global (IUCN, 2016). Categorias: LC, *least concern*; NT, *near threatened*; VU, *vulnerable*; EN, *endangered*; -, não ameaçada. Nomenclatura e ordenação taxonômica seguem *South American Classification Committee – SACC* (Pacheco & Agne, 2016). 89

AGRADECIMENTOS

Toda conquista é fruto de esforço árduo e, por ser assim, dependemos não somente de nossa capacidade física e intelectual, mas das pessoas que convivem conosco! Por isso devo agradecer a muitas pessoas!

Mais que agradecer, dedico este trabalho aos meus pais, Valmor Bettio e Eloisa Bettio, por toda compreensão e dedicação às minhas escolhas. Pelo exemplo e carinho sempre presentes. Também agradeço ao meu irmão Rafael Bettio, que sempre me proporcionou boas conversas e reflexões sobre a vida.

Agradeço à minha querida Letícia Osório da Rosa; companheira, amiga e cúmplice de todos os momentos. Por estar sempre presente, mesmo na minha ausência - quando estive em campo, morando longe, ou absorvido pelos trabalhos do mestrado. Sua força e dedicação fazem parte da minha inspiração.

À minha orientadora, Dra. Carla Suertegaray Fontana, agradeço por ter acreditado nas minhas ideias de pesquisa e me incentivado desde antes do mestrado! Agradeço por todo apoio sempre oportuno, seja no trabalho sério ou nas conversas informais durante os campos e no laboratório. Agradeço ter me concedido a oportunidade de poder conviver e trabalhar com um grupo de pessoas dedicadas, com quem aprendi muito nesses últimos dois anos.

Agradeço imensamente aos proprietários de terras e moradores dos Campos de Cima da Serra, que permitiram o desenvolvimento deste estudo em suas propriedades. Em especial a Laís Nunes Osório, Paulo Alves Machado e Lindaura, Valdir Boff de Castilhos, Aires Zuanazzi e Lirane Castilhos. Obrigado pela recepção e apoio em todos os momentos!

Sou grato aos colegas e amigos de mestrado Gabriel G. Larré, Tiago F. Steffen e Natália S. Porzio pelo companheirismo nestes dois anos em que estivemos juntos. A eles e aos demais colegas do laboratório de Ornitologia: Thaianne Weinert da Silva, Eduardo Chiarani, Márcio Repenning, Graziela Dotta, Christian Borges Andretti, Christian Beier, Maiara Cabreira Flores,

Juliana Pestana de Souza e André Pereira, agradeço pela colaboração, parceria e discussões sobre ornitologia que me fizeram ampliar os horizontes na pesquisa. Ao Gabriel G. Larré e Eduardo Chiarani, por terem partilhado diversos momentos em campo. Agradeço ao amigo Amilton José Iaruchewski pelo aprendizado proporcionado em taxidermia de aves e mamíferos.

Agradeço ao Dr. Pedro Ivo Simões pelos apontamentos oportunos ao longo do trabalho, em especial sobre as análises estatísticas.

Ao Glayson A. Bencke, por ter me auxiliado no início deste projeto, quando me recebeu gentilmente na FZB para esclarecer dúvidas de pesquisa. Ao Maurício da S. Pereira pela indicação de alguns métodos e programas utilizados ao longo do mestrado.

Ao Cristian M. Joenck pelos apontamentos ao longo deste trabalho e parcerias em outros projetos desenvolvidos junto ao laboratório de ornitologia durante o mestrado. Por ter sido um precursor em minhas ideias de estudar ornitologia.

Aos companheiros que zelam pelo Parque Estadual do Tainhas, Wellinton, Alberto, Alceu, Jessé e “Deco”, pela companhia e prosas durante as estadas naquele local

A toda equipe de servidores do Parque Nacional de Aparados da Serra e Parque Estadual do Tainhas, pelo apoio logístico e pelas permissões concedidas para estudo nas UC's.

Aos Avaliadores, Dr. Valério de Patta Pillar, Dr. Demétrio Luís Guadagnin (Universidade Federal do Rio Grande do Sul) e Dr. Juan Pablo Isacch (Universidad Nacional de Mar del Plata), que prontamente se dispuseram a contribuir para este trabalho.

Agradeço ao CNPq pela bolsa de mestrado e a CAPES/Proex (Programa de Excelência Acadêmica) e NGC (*Neotropical Grassland Conservancy*) pelo financiamento deste projeto.

Ao SISBIO e DUC/SEMA-RS pela concessão das licenças necessárias a este trabalho.

RESUMO

Ecossistemas campestres constituem paisagens abertas com predomínio de vegetação herbácea/arbustiva, frequentemente entremeada por cursos d'água, banhados, pântanos e até formações florestais. Os *Grasslands*, como são chamados, dominam praticamente 40% da superfície terrestre e estão entre as formações naturais mais suscetíveis a intervenções humanas. Os campos de altitude localizados no sul do Brasil são considerados relictos naturais mantidos historicamente por distúrbios, como fogo e herbivoria. A presença de distúrbios naturais é uma característica intrínseca e necessária aos ecossistemas campestres, sendo uma força evolutiva que forjou a paisagem selecionando plantas e animais, especialmente onde as condições climáticas e de solo são propensas ao desenvolvimento de florestas. Embora o fogo seja considerado uma forma de distúrbio natural nos campos de altitude do sul do Brasil, seu regime tem sido alterado desde a chegada dos humanos, especialmente após a introdução da pecuária no século XVII. Avaliamos neste estudo a resposta da comunidade de aves em duas situações distintas de manejo da vegetação campestre no sul do Brasil: áreas com histórico de queimadas anuais ou bianuais e áreas excluídas de fogo por um período entre 10-15 anos. Dedicamos dois capítulos para explorar este tema, focando no primeiro a resposta das aves e vegetação às duas situações antagonistas de manejo e, no segundo, explorando um evento de incêndio acidental sobre a vegetação com histórico de exclusão de queima, para verificar alterações nos parâmetros da comunidade em relação a áreas frequentemente queimadas e para discutir a importância dos distúrbios na manutenção de uma avifauna diversa bem como do ecossistema campestre no sul do Brasil. Realizamos a coleta de dados na época reprodutiva, entre a primavera/verão de 2015 e 2016. Constatamos que a diversidade da comunidade de aves não foi alterada significativamente entre os tipos de manejo, indicando que os principais efeitos da presença frequente ou ausência das queimadas tendem a ser verificados sobre as espécies, ao menos num curto espaço de tempo. Houve, portanto, significativa modificação na composição de espécies. A estrutura do habitat, como altura da vegetação, número de plantas lenhosas e porcentagem de cobertura do solo por rochas e vegetação foi responsável por 80% da variação total da comunidade de aves, demonstrando que a avifauna responde intensamente às alterações do ambiente. Quando comparamos o período pré e pós queima com áreas queimadas periodicamente constatamos modificações expressivas na estrutura da vegetação, como a diminuição de altura e densidade, além de uma grande quantidade de solo exposto nas áreas pós queima em relação aos campos periodicamente queimados e ao período pré queima. Novamente, a avifauna respondeu significativamente somente em relação a composição de espécies, indicando que a alteração da dinâmica de manejo é capaz de selecionar as espécies de aves, de modo a beneficiar ou prejudicar a ocorrência de parte da comunidade. Espécies ameaçadas de extinção como *Xanthopsar flavus*, *Anthus nattereri* e *Cinclodes pabsti* tiveram uma preferência em ocupar campos queimadas com vegetação baixa, enquanto *Scytalopus iraiensis* e *Sporophila melanogaster* ocuparam campos excluídos de queima onde a vegetação era alta e densa. Nossos resultados indicam claramente que a comunidade de aves responde significativamente aos diferentes tipos de manejo empregados sobre a vegetação campestre. Estudos que levem em consideração uma variação temporal maior do que a avaliada neste trabalho são um gargalo no sentido de verificar a resiliência das espécies de aves campestres especialistas em relação aos eventos de fogo ou sua ausência. O manejo dos campos demonstrou ser de grande importância para a manutenção de aves, incluindo táxons globalmente ameaçados. Apesar da aplicação do fogo ter impedimentos legais, seu uso controlado parece ser uma ferramenta de manejo estratégica na manutenção da diversidade de aves nos campos de altitude sul-brasileiros.

Responses of bird community to fire use in South Brazilian Highland Grasslands

ABSTRACT

Grassland ecosystems compound open landscapes with predominance of grass/forb/shrub vegetation, frequently interspersed by streams, wetlands, peatbogs and forest formations. Grasslands dominate practically 40% of the terrestrial surface and they are between the more susceptible natural formations to human interventions. The highland grasslands of southern Brazil are considered natural relicts historically maintained by disturbance, as fire and herbivory. The presence of natural disturbances is an intrinsic and necessary characteristic of grasslands ecosystems, being an evolutive force that forged the landscape, selecting plants and animals, especially where the climatic and soil conditions are prone to forest development. Although fire is considered a natural disturbance into highland grasslands of southern Brazil, its regime has been altered since the arrival of humans and especially after cattle introduction, in the XVII century. In this study, we evaluate the responses of the avian community in two different situations of management of the grassland vegetation in southern Brazil: areas with annualy or biennially burns and areas where burns were excluded/suppressed since 10-15 years ago. We dedicate two chapters to explore this subject, focusing on: (1) the avian and vegetation responses to two distinct management situations (fire vs. fire exclusion); and: (2) exploring how an accidental burning event in areas with fire exclusion for many years affected community parameters, compared to frequently burned areas. We also discuss the importance of fire disturbance to maintain a diverse avifauna and grassland ecosystems in south Brazil. We conduct samplings during the breeding season, in spring/summer 2015 to 2016. We verified that diversity of birds was not significantly different between the two management practices studied, indicating that the main effects of the frequently presence or absence of burns tend to be verified mainly on species composition, at least in short term. The habitat structure, measured as height of vegetation, number of woddy plants and percent of ground cover by rocks and vegetation was responsible by 80% of total variation on the composition and adundance of bird community. When we compare pre and post burn state of areas usually no burned with periodically burned areas, we verify expressive modifications, such a decrease of vegetativon height and density, a larger quantity of exposed soil into post burned areas in relation to periodically burned grasslands and the pre burned time of the usually not burned areas. Again, the avifauna differs only in relation to species composition, indicating that alteration on management dynamic is able to select bird species, benefiting or harming the occurrence of a part of community. Threatened species as *Xanthopsar flavus*, *Anthus nattereri* and *Cinclodes pabsti* had preference for burned grasslands with short vegetation, while *Scytalopus iraiensis* and *Sporophila melanogaster* occupied excluded grasslands where vegetation was tall and dense. Our results clearly indicate that bird communities respond significantly to different types of management employed on grassland vegetation. Studies that consider a greater temporal variation than ours, would be necessary and complementary in order to verify the resilience of grassland-specialists bird species in relation to fire events or their absence. The management with fire in grasslands has proven to be important to maintenance of birds, including globally threatened taxa. Although application of fire has legal impediments, its controlled use seems to be a strategic management tool for maintenance of bird diversity in the south brazilian highland grasslands.

APRESENTAÇÃO

Contextualização geral

Os ecossistemas campestres estão entre as fisionomias naturais que mais sofreram perda de cobertura original em escala mundial (Henwood 2010). Por volta de metade das áreas campestres do mundo já foi convertida pelo uso antropogênico, enquanto apenas 5% dos campos ao redor do globo encontram-se legalmente protegidos (Hoekstra et al. 2005). No Rio Grande do Sul (RS) a taxa de proteção é ainda menor, com somente 0,33% dos campos protegidos em unidades de proteção integral (Overbeck et al. 2007, Pillar e Vélez 2010).

Os campos da região sul do Brasil encontram-se inseridos num dos maiores ecossistemas campestres da região Neotropical – os Campos do Sudeste da América do Sul - *Southeastern South America Grasslands* (Azpiroz et al. 2012). Esta macrorregião tem sido fortemente impactada por atividades econômicas voltadas à conversão do ambiente natural, principalmente os florestamentos com espécies exóticas, a agricultura e a pecuária intensiva (Soriano et al. 1991, Overbeck et al. 2007). Devido à sua singularidade em termos ecológicos, o alto grau de vulnerabilidade de algumas espécies animais e vegetais e a baixa representatividade em Unidades de Conservação, os ecossistemas campestres do sudeste da América do Sul têm sido alvo de esforços crescentes alicerçados na pesquisa de base, buscando o desenvolvimento de estratégias conservacionistas e de desenvolvimento sustentável.

A avifauna campestre é declaradamente rica em espécies altamente adaptadas a esta formação (Di Giácomo e Kaprovickas 2005). Nos Campos de Altitude do Rio Grande do Sul (RS) e Santa Catarina (SC), Fontana et al. (2008) compilaram um total de 337 espécies de aves, das quais 140 estão associadas diretamente aos ambientes de campo e banhado. Considerando apenas ambientes campestres ou savânicos no RS, Bencke (2009) menciona ao menos 120 espécies de aves dependentes destes habitats. A importância da região para a avifauna pode ser evidenciada

pela proposta de seis áreas importantes para a conservação de aves (*Important Bird Areas*) (Bencke et al. 2006) e, mais recentemente, pela criação de um plano de ação nacional voltado exclusivamente para Passeriformes campestres do sul do Brasil (Serafini 2013).

Em um contexto amplo de conservação, os campos de altitude vêm sofrendo dramaticamente em decorrência da contínua e rápida substituição, descaracterização e fragmentação dos diferentes ambientes que o compõe. No RS a taxa de conversão dos campos tem sido substancial, com perda de 15,6% da cobertura nativa em um período de 27 anos (1976 - 2002) e uma taxa de conversão anual de cerca de 1.000 Km² (Cordeiro e Hasenack 2009). Até 2002 a vegetação campestre remanescente no RS era da ordem de 40% (Cordeiro e Hasenack 2009). Para alguns autores esta perda da cobertura vegetal nativa provavelmente é irreversível (Demaríá et al. 2008). Tem-se discutido alternativas para frear a conversão dos campos naturais, que vão desde mecanismos de proteção legal, até questionamentos sobre os tipos de manejo historicamente empregados sobre a vegetação, como o uso do fogo e pastejo pelo gado (Fuhlendorf et al. 2006, Overbeck et al. 2007, Overbeck et al. 2015).

Um resultado inevitável da conversão dos campos é sua fragmentação em mosaicos (Viglizzo et al. 2001) e homogeneização da biodiversidade vegetal e animal. Nos campos de altitude do sul do Brasil práticas de agricultura têm seguido a mesma tendência em relação aos campos do Pampa, que abrangem também a Argentina e Uruguai, com predomínio dos cultivos de soja, milho e trigo (Crawshaw et al. 2007, Overbeck et al. 2007). Adicionalmente, nos campos de altitude, tem-se intensificado na última década o plantio de batata, trigo, maçã e soja (Cordeiro e Hasenack 2009).

Diversos autores têm apresentado e comprovado hipóteses sobre os fatores que causam a perda da diversidade da avifauna nas áreas campestres do sul do Brasil e, dentre as principais ameaças o florestamento com pinus (*Pinus spp.*) é provavelmente o maior problema enfrentado em relação à perda da qualidade do habitat natural (Fontana et al. 2009, Azpiroz et al. 2012). Outras

ameaças incluem o monocultivo de grãos aliado ao uso de pesticidas, sobrepastejo, expansão imobiliária, drenagem de áreas alagadas, construção de empreendimentos hidrelétricos, invasão por espécies exóticas e a caça e captura ilegal de espécimes na natureza (Pillar e Quadros 1997, Viglizzo et al. 2001, Baldi et al. 2006, Crawshaw 2007, Fontana et al. 2008, Bencke 2009, Azpiroz et al. 2012).

Dentre as práticas econômicas tradicionais nos campos de altitude do nordeste do RS, o regime de perturbação pelo pastejo associado ao uso do fogo são formas de intervenção antrópica que encontram paralelos na história evolutiva da região e que têm preservado a vegetação original deste ecossistema (Bencke 2009). Via de regra, a manutenção em longo prazo dos campos requer a periódica perturbação das comunidades vegetais, a tal ponto que a perturbação pode ser considerada uma propriedade intrínseca da maioria dos ecossistemas campestres (Sala et al. 1996, Bugalho e Abreu 2008). A exclusão da perturbação por herbívoros ou o fogo frequentemente leva ao “engrossamento” dos campos (aumento na cobertura de gramíneas cespitosas altas) e à redução da diversidade florística em razão da dominância de algumas poucas espécies competitivamente superiores que normalmente são controladas pelo pastejo (Altesor et al. 1998, Pucheta et al. 1998, Rodríguez et al. 2003, Nabinger 2006, Overbeck et al. 2007).

Comunidades de aves que evoluíram em ecossistemas campestres normalmente incluem desde espécies intolerantes ao fogo até espécies dependentes de algum tipo de distúrbio, que em conjunto requerem um gradiente estrutural contínuo de vegetação, abrangendo desde capinzais altos que não sofreram perturbação por vários ciclos reprodutivos (“campos climáticos”) até áreas com pasto curto associadas ao uso do fogo ou ao intenso pastejo por herbívoros (Parker e Willis 1997, Derner et al. 2009). A composição da avifauna dos campos de altitude do sul do Brasil ajusta-se a esse padrão geral (Bencke 2009).

O reconhecimento do papel da perturbação na manutenção das comunidades de aves e demais elementos da fauna associadas a ecossistemas campestres traz profundas implicações para

a sua conservação. Se o objetivo for conservar todos os componentes da comunidade, será necessário manter, restaurar ou simular de maneira controlada (com o uso do gado ou de queimadas periódicas) o regime de perturbação responsável pela heterogeneidade espaço-temporal da vegetação, visto que as espécies diferem consideravelmente em seus requisitos de habitat (Coppedge et al. 2008). Isso significa, também, que abordagens simplistas, calcadas na preconização de uma só medida conservacionista como solução (por exemplo, a exclusão do fogo ou gado, seguida do abandono de áreas de campo), beneficiam apenas uma parcela da comunidade e podem mostrar-se ineficazes em longo prazo (Bencke 2009).

Estudos na América do Norte revelam que o papel da perturbação com fogo e pastejo por herbívoros nos ecossistemas de pradarias naturais que evoluíram sob tal condição é fundamental para manter a heterogeneidade estrutural e composição da vegetação e, conseqüentemente, da fauna associada (Knapp et al. 1999, Collins 2000, Collins e Smith 2006). Para a avifauna, especificamente, Fuhlendorf et al. (2006) demonstraram que o manejo de áreas campestres através da interação fogo e pastejo (*fire-grazing interaction*) pode realmente ser uma maneira de reestabelecer a diversidade de aves campestres devido ao efeito de aumento na heterogeneidade ambiental num gradiente espaço-temporal.

Sobre implicações específicas ao uso do fogo como ferramenta para manutenção da feição natural da vegetação campestre, é imprescindível o caráter da parcimônia. Estudos apontam que o limiar entre integridade e degradação pelo uso de agentes perturbadores pode ser tênue (Zimmerman 1997, Pillar et al. 2006). O uso frequente do fogo pode tornar a estrutura da vegetação tão simples e homogênea quanto sua ausência prolongada, tendo, portanto, um efeito similar nas duas situações extremas (Reinking 2005). Além disso, queimadas frequentes podem ocasionar a redução de disponibilidade de habitats para algumas espécies ameaçadas (Isacch et al. 2004), especialmente se o período de queima incluir o período de nidificação das aves (Di Giácomo et al. 2011). Com o intuito de favorecer o entendimento do contexto ecológico do efeito

do fogo sobre a comunidade de aves, foram compiladas na Tabela 1 informações provenientes da literatura. Os dados mencionados na referida tabela traçam um paralelo entre as principais conclusões dos trabalhos que mencionam o uso do fogo e sua interação com a avifauna e vegetação.

Um ponto importante é a dificuldade em interpretar os efeitos do uso do fogo e do pastejo de forma dissociada, pois estas situações estão invariavelmente conjugadas como prática de manejo da vegetação campestre, tanto nos campos do nordeste do RS, quanto em outros locais onde estudos semelhantes foram realizados, como nas pradarias norte-americanas (Zimmerman 1984, Askins 2000). No entanto, este fator pode ser amenizado quando áreas destinadas ao estudo de interações entre fogo e pastejo tiverem uma densidade semelhante de animais pastadores, visto que os agentes perturbadores - fogo e pastejo - exercem *a priori* a mesma função de distúrbio, ou seja, a redução da densidade da vegetação (Reinking 2005).

Considerando que a vocação das pastagens naturais dos campos de altitude do sul do Brasil é a produção animal e que a forma de manejo condicionada é o uso do fogo, é imprescindível entender o ambiente, suas potencialidades e vulnerabilidades, seu funcionamento e as interações ecológicas dos indivíduos que nele cohabitam e coevoluem ao longo do tempo (Carvalho et al. 2009), a fim de estabelecer políticas adequadas de conservação e produção sustentável. A preocupação crescente em planejar o uso da terra e conservar os ecossistemas campestres vislumbra a busca por indicadores ambientais que suportem esta demanda, especialmente por serem ambientes sujeitos a uma modificação em larga escala (Zalba e Cozzani 2004). O grupo das aves é, portanto, um indicador apropriado para fornecer informações em curto e médio prazo sobre alterações numa escala de ecossistema (Browder et al. 2002).

Apesar de sofrer com várias restrições no Brasil (ver Artigo nº 38 da lei de proteção da vegetação nativa – Lei Federal nº 12.651/2012), a prática de manejo da vegetação campestre com uso do fogo é usualmente empregada na região dos campos de altitude do nordeste do Rio Grande

do Sul em associação a pecuária extensiva (Bencke e Duarte 2008). Neste sentido, os campos desta porção do RS proporcionam uma oportunidade única para o desenvolvimento de pesquisas sobre os efeitos de perturbações como uso do fogo, pois além da demanda conservacionista existe a demanda social e econômica associada. É imprescindível entender a dinâmica ambiental neste ecossistema cada vez mais suscetível e historicamente negligenciado. Neste sentido, estudos sobre o papel dos regimes de perturbação como determinantes da diversidade da fauna tem focado principalmente aves, mas há evidências de que as conclusões obtidas para esse grupo são válidas também para outros grupos biológicos altamente diversificados em ecossistemas campestres (Jones 2000, DeBano 2006, Reid e Hochuli 2007), o que coloca as aves como grupo modelo para indicar modificações ambientais.

Do ponto de vista conservacionista, a relativa integridade dos campos remanescentes do nordeste do RS ainda favorece a presença de espécies de aves ameaçadas de extinção (Fontana et al. 2008). Em conjunto, os ambientes a serem estudados neste trabalho são reduto de aves mundialmente ameaçadas, como *Xolmis dominicanus*, *Xanthopsar flavus*, *Anthus nattereri* e *Scytalopus iraiensis* (IUCN 2016). Outras espécies ameaçadas regionalmente, como *Sporophila melanogaster* e *Cinclodes pabsti* também são habitantes assíduos na região (Fontana et al. 2008).

Num contexto amplo, este estudo buscará compreender como o uso do fogo - um dos principais fatores responsáveis pela existência de campos e savanas em regiões onde o clima é favorável ao avanço de florestas, tal como nos campos de altitude do sul do Brasil (Pillar e Quadros 1997) - influencia a estrutura da comunidade de aves e como esta responde frente às variações estruturais da vegetação impostas por este tipo de manejo. Sob o ponto de vista ambiental, os resultados deste trabalho poderão guiar estratégias de manejo sustentável que visem manter a identidade da vegetação dos campos como forma de prover habitat para as espécies de aves associadas, tanto em áreas legalmente protegidas quanto em propriedades particulares nos campos de altitude do sul do Brasil.

Tabela 1. Compilação dos principais resultados de estudos realizados em diferentes ambientes ao redor do mundo envolvendo uso do fogo e sua interação com a avifauna*. Os trabalhos estão organizados por ordem decrescente conforme a data da publicação.

| Autor/Ano | Região do estudo | Habitat estudado** | Objetivos/Hipóteses | Resultados |
|----------------------------|-------------------------|--------------------------------|---|--|
| Barton et al. (2014) | Austrália | <i>Forest, Woodland, Heath</i> | Testar se o efeito do fogo sobre a comunidade de aves pode ser moderado pelo incremento da estrutura da vegetação. | <ul style="list-style-type: none"> - em curto prazo, mudanças na composição da comunidade de aves foram maiores quando a vegetação era estruturalmente mais simples e menores em uma vegetação florestal complexa; - modificações na riqueza de espécies de aves em curto prazo foram maiores em florestas do que em pradarias; - formações vegetais estruturalmente mais complexas podem agir como moderadoras do efeito do fogo sobre a assembleia de aves. |
| Chalmandrier et al. (2013) | África do Sul | <i>Shrubland Vegetation</i> | Entender o impacto do fogo em longo prazo sobre a comunidade de aves. | <ul style="list-style-type: none"> - dez das 14 espécies de aves analisadas apresentaram diferença significativa da abundância de acordo com o tempo decorrido desde o emprego de fogo; - houve significativa mudança na composição de espécies de aves ao longo do período de sucessão pós-fogo em função da modificação na estrutura da vegetação. |
| Jones et al. (2013) | Estados Unidos | <i>Pine Woodlands</i> | Quantificar a estrutura da vegetação ao redor dos ninhos de um Passeriforme (<i>Peucaea aestivalis</i>) em florestas de coníferas sujeitas a queimadas. | <ul style="list-style-type: none"> - a estrutura da vegetação próxima aos locais com ninho não diferiu da estrutura da vegetação onde houve fogo a menos de seis meses, mas diferiu mais que 50% em relação aos locais com ninho quando houve queimada a mais de seis meses. |
| Woinarski e Legge (2013) | Austrália | <i>Tropical savannas</i> | Investigar se os regimes de fogo nas savanas locais australianas são desvantajosos para as aves. Verificar qual o regime de fogo ideal para a avifauna e se esse regime é possível de ser implementado. Verificar os <i>gaps</i> no conhecimento sobre o manejo com fogo. | <ul style="list-style-type: none"> - o regime de fogo observado mostrou-se <i>suboptimal</i> para muitas espécies de aves, especialmente granívoros, frugívoros, espécies dependentes de cavidades e as que nidificam próximo ao solo; - recomendam que áreas protegidas mantenham ao menos 25% de sua área sem queima por no mínimo 3 anos e 5% da paisagem sem queima por pelo menos 10 anos. |
| Cardoni et al. (2012) | Argentina | <i>Saltmarshes</i> | Entender como diferentes intensidades de uso do fogo e pastejo pelo gado afetam um Passeriforme (<i>Spartonicoa maluroides</i>) em área de marisma. | <ul style="list-style-type: none"> - a densidade populacional, micro-habitat dos ninhos e taxas de predação de ninhos foram similares para <i>S. maluroides</i> em baixa intensidade ou ausência do pastejo; - <i>S. maluroides</i> esteve ausente em áreas com alta |

| Autor/Ano | Região do estudo | Habitat estudado** | Objetivos/Hipóteses | Resultados |
|-------------------------|------------------|--|--|--|
| Hovick et al. (2012) | Estados Unidos | Grasslands | Investigar o efeito do fogo e pastejo sobre a ecologia reprodutiva de um Passeriforme (<i>Ammodramus savannarum</i>) em áreas campestres. | <p>intensidade de pastejo e fogo.</p> <ul style="list-style-type: none"> - não houve diferença no tamanho da ninhada entre o tratamento onde o campo foi queimado em manchas e o tratamento com queima completa; - as taxas de sobrevivência diária foram maiores no tratamento com campo queimado em manchas em relação ao campo queimado completamente; - as taxas de sobrevivência dos ninhos foi baixa em ambos tratamentos. |
| Roberts et al. (2012) | Estados Unidos | Grasslands | Examinar mudanças na densidade de espécies de aves após eventos de fogo selvagem/natural e verificar como a composição da comunidade se ajusta nos anos seguintes aos eventos de queima. | <ul style="list-style-type: none"> - houve mudança aparente na composição de espécies de aves nos anos seguintes a queima, sendo espécies associadas a vegetação baixa beneficiadas e espécies associadas a vegetação alta sofreram impacto negativo; - a comunidade de aves aparentemente demorou 3 anos após o fogo para retornar aos parâmetros observados no período pré-fogo; - muitas das respostas obtidas a partir do fogo selvagem/natural são semelhantes ao reportado para queimadas prescritas/planejadas. |
| Taylor et al. (2012) | Austrália | <i>Tree Mallee Vegetation</i> (<i>Eucalyptus</i> spp.) | Investigar o efeito de duas estratégias de manejo da vegetação sobre a comunidade de aves: áreas com uma diversidade de classes de idade da vegetação mantida com uso do fogo vs. áreas extensivas isentas de intervenção. | <ul style="list-style-type: none"> - a riqueza de espécies de aves não esteve fortemente associada a heterogeneidade da vegetação mediada por uso do fogo, mas esteve mais associada com áreas onde a proporção de vegetação em classe de idade avançada era maior. |
| Pillsbury et al. (2011) | Estados Unidos | Grasslands | Examinar a eficácia da estratégia de manejo que utiliza a interação fogo/pastejo em áreas campestres altamente fragmentadas para promover maior diversidade de aves. | <ul style="list-style-type: none"> - ao contrário do esperado o tratamento que contemplava queimadas em manchas discretas e acesso irrestrito do gado não gerou heterogeneidade na altura da vegetação significativamente diferente do tratamento onde houve somente uma queima do campo ou o tratamento com queima completa e acesso irrestrito do gado; - o tratamento que contemplava queimadas em manchas discretas e acesso irrestrito do gado contemplou uma comunidade de aves mais adaptada ao campo baixo. Já a comunidade de aves presente tratamento onde houve |

| Autor/Ano | Região do estudo | Habitat estudado** | Objetivos/Hipóteses | Resultados |
|-----------------------|------------------|--------------------|---|---|
| Petry e Krüger (2010) | Brasil | Upland Grasslands | Avaliar o efeito do fogo sobre sítios de forrageio e nidificação utilizados por um Passeriforme ameaçado de extinção (<i>Xanthopsar flavus</i>) em uma região onde o fogo tem sido usado a séculos como ferramenta para o manejo do gado. | <p>somente uma queima do campo ao longo de quatro anos esteve representada por espécies de aves adaptadas ao campo alto;</p> <p>- diferenças na estrutura da comunidade de aves estiveram mais correlacionadas com a obstrução visual da vegetação e a presença de mosaicos com vegetação arbórea dentro dos sítios amostrais.</p> <p>- <i>X. flavus</i> demonstrou uso mais frequentemente dos campos queimados e evitou campos com capim alto e vegetação mais desenvolvida;</p> <p>- <i>X. flavus</i> esteve ausente em áreas isentas do fogo por mais de três décadas, como dentro dos limites de uma Unidade de Conservação contemplada pelo estudo.</p> |
| Brown et al. (2009) | Austrália | Dunefields | Prover informação para a conservação do ameaçado Emu (<i>Sipiturus mallee</i>). Determinar requerimentos de hábitat e estimar tamanho populacional da espécie. | <p>- população da espécie estimada em 16.821 ind., sendo que uma única reserva concentra mais de 90% da população;</p> <p>- a espécie é especialista, ocorrendo em <i>mallee-Triodia vegetation</i>, a qual não é queimada por 15 anos;</p> <p>- o fogo é tido como prejudicial para a ocorrência da espécie.</p> |
| Perkins et al. (2009) | Estados Unidos | Dry Prairies | Determinar os efeitos da frequência e sazonalidade do fogo (verão vs. inverno) sobre a densidade de territórios e sucesso reprodutivo de dois Passeriformes (<i>Ammodramus savannarum</i> e <i>Aimophila aestivalis</i>). | <p>- a densidade de <i>A. savannarum</i> aumentou em áreas queimadas no verão quando o fogo ocorreu em data anterior a 28 de junho. O mesmo ocorreu com a densidade de <i>A. aestivalis</i>, porém quando a queimada ocorreu em data anterior a 20 de junho;</p> <p>- entretanto, a densidade declinou quando o fogo ocorreu depois de 28 de junho para <i>A. savannarum</i> e antes de 20 de junho para <i>A. aestivalis</i>;</p> <p>- a sazonalidade do fogo não afetou a densidade de territórios ou o sucesso reprodutivo de ambas espécies nos anos que se seguiram após o fogo;</p> <p>- queimadas frequentes (no verão ou inverno), a cada 2 – 3 anos, são essenciais para a manutenção do hábitat requerido</p> |

| Autor/Ano | Região do estudo | Habitat estudado** | Objetivos/Hipóteses | Resultados |
|--------------------------|---------------------|------------------------------------|--|---|
| Russel et al. (2009) | Estados Unidos | <i>Conifer Forest (Pinus spp.)</i> | Entender impactos a nível de comunidade de aves gerados por experimentos utilizando queimadas planejadas em florestas de pinus, fazendo inferências sobre o efeito do fogo sobre todas as espécies de aves observadas. | <p>por <i>A. savannarium</i>.</p> <ul style="list-style-type: none"> - tratamentos onde houve aplicação planejada do fogo resultaram em aumento da taxa de ocupação por espécies de aves insetívoras, espécies que nidificam em cavidade; - espécies de aves insetívoras foliares e duas espécies granívoras especialistas (<i>Nucifraga columbiana</i> e <i>Carduelis pinus</i>) declinaram sua ocupação nas áreas com aplicação planejada do fogo. |
| Coppedge et al. (2008) | Estados Unidos | <i>Tallgrass Prairie</i> | Entender a influência relativa de feições naturais e antrópicas da paisagem e características da vegetação sobre a abundância de aves que reproduzem em áreas campestres. | <ul style="list-style-type: none"> - <i>Molothrus ate</i> - uma ave parasita de ninho, e <i>Ammodramus savannarium</i> - uma ave campestre comum, foram mais abundantes no tratamento onde as pastagens foram anualmente queimadas. Contrariamente, <i>Ammodramus henslowii</i> – uma ave campestre com apelo conservacionista, esteve ausente nesse mesmo tratamento; - a diversidade total de espécies e a riqueza de aves campestres obrigatórias foi maior no tratamento em que apenas porções discretas de campo foram queimadas a cada ano, em virtude do cenário criado com diferentes estágios de recuperação da vegetação. |
| Fuhlendorf et al. (2006) | Estados Unidos | <i>Tallgrass Prairie</i> | Comparar um modelo de manejo tradicional do campo, que promove homogeneidade da vegetação vs. um modelo de heterogeneidade, baseado no uso do fogo e pastejo, criando mosaicos vegetacionais de estruturas distintas. | <ul style="list-style-type: none"> - no tratamento onde o fogo e o gado foram manejados de maneira heterogênea algumas espécies de aves ocorreram em maior abundância dentro de manchas de campo perturbadas, enquanto outras ocorreram em maior abundância dentro de manchas não perturbadas; - <i>Ammodramus henslowii</i> – uma espécie de ave em declínio populacional, ocorreu somente no tratamento com modelo de manejo heterogêneo; - O tratamento com modelo de manejo heterogêneo criou um gradiente na estrutura da vegetação requerido para manter um conjunto de espécies de aves campestres que diferem mais em preferência de habitat do que as espécies presentes no modelo de manejo tradicional homogêneo. |
| Pons e Bas (2005) | Espanha, Portugal e | <i>Stepe lands</i> | Avaliar a aparição de aves de ambientes abertos em áreas queimadas do Mediterrâneo ocidental e valorar a importância da extensão e localidade do | <ul style="list-style-type: none"> - a extensão do fogo, mais do que a proximidade entre áreas, influenciou a riqueza e composição de espécies de |

| Autor/Ano | Região do estudo | Habitat estudado** | Objetivos/Hipóteses | Resultados |
|----------------------|------------------|----------------------------|--|---|
| Reiking (2005) | Estados Unidos | <i>Tallgrass Prairie</i> | <p>fogo na riqueza e composição de espécies.</p> <p>Descrever a resposta das aves sobre regime de fogo nas pradarias de altitude do centro da América do Norte</p> | <p>aves de ambientes abertos em áreas recém queimadas;</p> <ul style="list-style-type: none"> - a composição de espécies de aves tendeu a aumentar com o incremento de área queimada; - os melhores colonizadores pós-fogo foram espécies de aves generalistas em resposta a estrutura do habitat. - para algumas espécies de aves o fogo age negativamente de maneira direta, como através da destruição de ninhos. Efeitos indiretos, como a modificação da estrutura da vegetação podem ter efeito positivo ou negativo, dependendo da espécie em questão; - regimes de fogo com alta periodicidade ou a ausência do fogo podem gerar ambientes homogêneos, portanto, ineficazes para a manutenção de uma comunidade de aves tipicamente completa das pradarias. |
| Isacch et al. (2004) | Argentina | <i>Saltmarshes</i> | <p>Comparar a resposta das aves associadas a duas comunidades vegetacionais: uma dominada por <i>Spartina densiflora</i> e outra dominada por <i>Juncus acutus</i> durante período de um ano pós fogo.</p> | <ul style="list-style-type: none"> - durante todas as estações climáticas do ano houve mudança progressiva na composição de espécies, altura e cobertura da vegetação campestre; - a formação de <i>J. acutus</i> recuperou sua estrutura vegetacional pré-fogo, bem como a estrutura da comunidade de aves um ano após a queima, enquanto a recuperação de <i>S. densiflora</i> foi incompleta; - <i>Spartonoica maluroides</i> – uma ave dependente de capim alto – teve sua abundância relativa menor em áreas queimadas do que nos habitats sem queima; - o fogo excessivo tende reduzir o habitat disponível para espécies ameaçadas de extinção que ocorrem na região. |
| Pons et al. (2003) | França | <i>Mountain Rangelands</i> | <p>Investigar a ocupação do habitat por passeriformes nidificantes num mosaico paisagístico resultante do manejo com uso do fogo e pastejo. Analisar o efeito de variáveis da estrutura do habitat sobre a comunidade de aves.</p> | <ul style="list-style-type: none"> - foi possível distinguir três gradientes na composição de aves, correspondentes às formações arborea, arbustiva e em pastejo intensivo; - a comunidade de aves mais afetada negativamente foi composta por espécies mais dependentes de habitats |

| Autor/Ano | Região do estudo | Habitat estudado** | Objetivos/Hipóteses | Resultados |
|--------------------------|------------------|---|--|--|
| | | | | <p>específicos (e.x. dependentes de uma única formação vegetacional), ao contrário das espécies que utilizam múltiplos habitats;</p> <p>- três configurações de campo arbustivo derivados de queima obtiveram os maiores índices de conservação de aves levando em conta a abundância da assembleia de aves, em comparação a formação arbórea;</p> |
| Isacch e Martínez (2001) | Argentina | <p><i>Paja colorada</i> <i>Grasslands (Paspalum quadrifarium)</i></p> | <p>Entender a variação sazonal da composição de aves em <i>Paja colorada Grasslands</i> manejados com fogo e avaliar o efeito das variações de uso histórico dos campos sobre a comunidade aves.</p> | <p>- Foi observada diferença na abundância e número de espécies entre quatro classes de cobertura da vegetação herbácea;</p> <p>- nas áreas com campo alto houve um aumento gradual do número de espécies de aves adaptadas a este ambiente, enquanto aves adaptadas ao campo alto estiveram ausentes.</p> |

*: as referências mencionadas não compõem todo o escopo da literatura sobre o assunto “uso do fogo e sua interação com a avifauna”, mas representam os principais objetivos e resultados encontrados na literatura de base compilada pelo autor.

** : optamos em manter a denominação original em inglês utilizada nos trabalhos para a designação do habitat estudado a fim de evitar vies de interpretação por tradução.

Organização e estrutura da dissertação

Esta dissertação de mestrado é composta por dois artigos científicos relacionados a resposta da comunidade de aves e caracterização da estrutura da vegetação e cobertura do solo em relação a dois tipos distintos de manejo com fogo na região dos campos de altitude do sul do Brasil: campos excluídos de queima e campos periodicamente queimados . O primeiro artigo encontra-se redigido em inglês e o segundo em português. Após a avaliação e sugestões dos membros da banca ambos serão submetidos para revisão (inclusive de inglês) e encaminhados para publicação no periódico *Biodiversity and Conservation* e *Natureza & Conservação*, respectivamente. O segundo artigo deverá ser traduzido para o inglês.

O primeiro artigo (**Capítulo 1**) discorre sobre a situação da comunidade de aves em campos excluídos de queima por um período entre 10-15 anos vs. campos historicamente queimados com periodicidade anual ou bianual. Variáveis de estrutura da vegetação e cobertura do solo são utilizadas como descritoras da situação da comunidade de aves em ambas as situações. Uma versão simplificada desse estudo foi apresentada oralmente no XXIII Congresso Brasileiro de Ornitologia, em agosto de 2016, em Pirenópolis, Goiás. Nesta ocasião o trabalho foi contemplado com o Prêmio Helmut Sick de melhor comunicação oral de aluno de pós-graduação, denotando a relevância do tema e o interesse da comunidade ornitológica ao mesmo.

O segundo artigo (**Capítulo 2**) trata da comparação temporal da estrutura da comunidade de aves e descrição de modificações na vegetação entre os anos de 2015 e 2016, em vista de um evento de queima acidental sobre áreas campestres com histórico de exclusão de queima. Áreas frequentemente queimadas e áreas que não sofreram modificação entre o período de 2015 e 2016 foram utilizadas como parâmetro para a comparação. Os resultados serviram como base para discutir a importância dos

distúrbios para a manutenção da avifauna dependente dos campos, bem como da própria paisagem campestre.

Os artigos são apresentados na ordem em que serão submetidos para publicação, portanto, apenas o Capítulo 2 pode citar o Capítulo 1. A citação aparece como Bettio e Fontana *in prep.* (2017). Após os dois capítulos são apresentadas as Conclusões Gerais do estudo.

O projeto obteve aprovação para execução da coleta de dados dentro de Unidades de Conservação – Parque Estadual do Tainhas e Parque Nacional de Aparados da Serra – através das licenças: SISBIO/ICMBio (nº 48645-1 e 48645-1) e SEMA/DUC (AEP nº 03/2015; nº de cadastro do projeto: 503).

Literatura citada

- Altesor, A., E.Di Landro, H. May, E. Ezcurra (1998). Long-term species change in a Uruguayan grassland. *Journal of Vegetation Science* 9:173-180.
- Askins, R.A. (2000). *Restoring North America's Birds*. Yale University Press, New Haven, Conn.
- Azpiroz, A.B., J.P. Isacch, R.A. Dias, S.A. Di Giacomo, C.S. Fontana, C.M. Palarea (2012). Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology* 83:217-246.
- Baldi, G.,J. P. Guershman, J.M. Paruelo (2006). Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116:197–208.
- Barton, P.S., K. Ikin, A.L. Smith, C. MacGregor, D.B. Lindenmayer (2014). Vegetation structure moderates the effect of fire on bird assemblages in a heterogeneous landscape. *Landscape Ecology* 29:703-714.
- Bencke, G.A., M.M. Duarte (2008). Plano de Manejo do Parque Estadual do Tainhas.
- Bencke, G.A. (2009). Diversidade e conservação da fauna dos Campos do Sul do Brasil. In *Campos Sulinos - Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade*. (V.P. Pillar, S.C. Müller, Z.M.S. Castilhos, A.V.A. Jacques, Eds.), pp. 101-121. MMA, Brasília, DF, Brasil.

- Bencke, G.A., G.N. Maurício, P.F. Develey, J.M. Goerck (Eds.) (2006). Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil – Parte I: Estados do Domínio Mata Atlântica. SAVE Brasil, São Paulo, SP, Brasil.
- Brown, S., M. Clarke, R. Clarke (2009). Fire is a key element in the landscape-scale habitat requirements and global population status of a threatened birds: The Mallee Emu-wren (*Stipiturus mallee*). *Biological Conservation*. 142:432-445.
- Browder, S.F., D.H. Johnson, I.J. Ball (2002). Assemblages of breeding birds as indicators of grassland condition. *Ecological Indicators* 2:257-270.
- Bugalho, M.N., J.M. Abreu (2008). The multifunctional role of grasslands. In *Sustainable Mediterranean grasslands and their multifunctions* (C. Porqueddu and M. M. Tavares de Sousa). *Options Méditerranéennes*, 79:25-30.
- Cardoni, D.A., J.P. Isacch, O. Iribarne (2012). Effects of cattle grazing and fire on the abundance, habitat selection, and nesting success of the bay-capped wren-spinetail (*Spartonoica maluroides*) in coastal saltmarshes of the pampas region. *The Condor* 114(4):803-811.
- Carvalho, P.C.F., D.T. Santos, E.N. Gonçalves, C.E. Pinto, F.P. Neves, J.K. Trindade, C. Bremm, J.C. Mezzalira, C. Nabinger, A.V.A. Jacques (2009). Lotação animal em pastagens naturais: políticas, pesquisas, preservação e produtividade. In *Campos Sulinos - Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade*. (V.P. Pillar, S.C. Müller, Z.M.S. Castilhos, A.V.A. Jacques, Eds.), pp. 214-228. MMA, Brasília, DF, Brasil.
- Chalmandrier, L., G.F. Midgley, P. Barnard, C. Sirami (2013). Effects of time since on birds in a plant diversity hotspot. *Acta Oecologica* 49:99-106.
- Collins, S.L. (2000). Disturbance frequency and community stability in native tallgrass prairie. *American Naturalist* 155:311-325.
- Collins, S.L., M.D. Smith (2006). Scale-dependent interaction of fire and grazing on community heterogeneity in tallgrass prairie. *Ecology* 87:2058-2067.
- Coppedge, B.R., S.D. Fuhlendorf, W.C. Harrell, D.M. Engle (2008). Avian community response to vegetation and structural features in grasslands managed with fire and grazing. *Biological Conservation* 141:1196-1203.
- Cordeiro, J.L.P., H. Hasenack (2009). Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade* (V. P. Pillar, S. C. Müller, Z. S. Castilhos, and A. A. Jacques, Editors), Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, Brazil.

- Crawshaw, D.M., Dall'Agnol, J.L.P. Cordeiro, H. Hasenack (2007). Caracterização dos campos sul-rio-grandenses: uma perspectiva da ecologia da paisagem. *Boletim Gaúcho de Geografia* 33:233-252.
- Debano S.J. (2006). Effects of livestock grazing on aboveground insect communities in semi-arid grasslands of southeastern Arizona. *Biological Conservation* 15: 2547-2564.
- Demaría, M.R., I. Aguado Suárez, D.F. Steimaker (2008). Reemplazo y fragmentación de pastizales pampeanos semiáridos en San Luis, Argentina. *Ecología Austral* 18:55–70.
- Derner, J.D., W.K. Lauenroth, P. Stapp, D.J. Augustine (2009). Livestock as ecosystem engineers for grassland bird habitat in the Western Great Plains of North America. *Rangeland Ecology & Management* 62:111-118.
- Di Giacomo A.S., S. Krapovickas (2005). Conserving the grassland Important Bird Areas (IBAs) of southern South America: Argentina, Uruguay, Paraguay, and Brazil. USDA Forest Service General Technical Report, 1243-1249.
- Di Giacomo, A.G., A.S. Di Giacomo, J.C. Reboreda (2011). Effects of grassland burning on reproductive success of globally threatened Strange-tailed Tyrants *Alectrurus riroso*. *Bird Conservation International* 21:411-422.
- Fontana, C.S., C.E. Rovedder, M. Reppening, M.L. Gonçalves (2008). Estado atual de conhecimento e conservação da avifauna dos Campos de Cima da Serra do Sul do Brasil, Rio Grande do Sul e Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16:281-3017.
- Fontana, C.S., M. Reppening, C.E. Rovedder (2009). Fauna Terrestre: Aves. In *Biodiversidade dos campos do Planalto das Araucárias* (I. I. Boldrini, Editor), pp. 159–207. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, Brasil.
- Fuhlendorf, S.D., W.C. Harrell, D.M. Engle, R.G. Hamilton, C.A. Davis, D.M. Leslie (2006). Should heterogeneity be the basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing. *Ecological Applications* 16:1706-1716.
- Henwood, W.D. (2010). Toward a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. *Great Plains Research* 20:121-134.
- Hoekstra, J.M.; T.M. Boucher, T.H. Ricketts, C. Roberts (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8:23-29.

- Hovick, T.J., J.R. Miller, S.J. Dinsmore, D.M. Engle, D.M. Debinski, S.D. Fuhlendorf (2012). Effects of fire and grazing on grasshopper sparrow nest survival. *The Journal of Wildlife Management* 76(1):19-27.
- Isacch, J.P., S. Holz, L. Ricci, M.M. Martínez (2004). Post-fire vegetation change and bird use of a salt marsh in coastal Argentina. *Wetlands* 24:235-243.
- Isacch, J.P., M.M. Martínez (2001). Estacionalidad y relaciones con la estructura del habitat de la comunidad de aves de pastizales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego em la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitologia Neotropical* 12:345-354.
- IUCN (2016). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 15/12/2016.
- Jones A. (2000). Effects of cattle grazing on North American arid ecosystems: a quantitative review. *Western North American Naturalist* 60:155-164.
- Jones, C.D., J.A. Cox, E. Toriani-Moura, R.J. Cooper (2013). Nest-site characteristics of bachman's sparrows and their relationship to plant succession following prescribed burns. *The Wilson Journal of Ornithology* 125(2):293-300.
- Knapp, A.K., J.M. Blair, J.M. Briggs, S.L. Collins, D.C. Hartnett, L.C. Johnson, E.G. Towne (1999). The keystone role of bison in North American tallgrass Prairie: bison increase habitat heterogeneity and alter a broad array of plant, community, and ecosystem processes. *BioScience* 49:39-50.
- Nabinger C. (2006). Manejo e produtividade das pastagens nativas do subtropical brasileiro. In I Simpósio de Forrageiras e Pastagens (M. Dall'Agnol, C. Nabinger, L. M. Rosa, Editors). ULBRA, Canoas, pp. 25-76.
- Overbeck, G.E., S.C. Müller, A. Fidelis, J. Pfadenhauer, V.D. Pillar, C.C. Blanco, I.I. Boldrini, R. Both, E.D. Forneck (2007). Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9:101-116.
- Overbeck, G.E., E. Vélez-Martin, F.R. Scarano, T.M. Lewinsohn, C.R. Fonseca, S.T. Meyer, S.C. Müller, P. Ceotto, L. Dadalt, G. Durigan, G. Ganade, M.M. Gossner, D.L. Guadagnin, K. Lorenzen, C.M. Jacobi, W.W. Weisser, V.D. Pillar (2015). Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions* 21: 1455-1460.

- Perkins, D.W., W.G. Shriver, P.D. Vickery (2009). The effects of fire on the breeding ecology of Florida grasshopper sparrows (*Ammodramus savannarum floridanus*) and Bachman's sparrows (*Aimophila aestivalis*). *Florida Field Naturalist* 37(4):121-145.
- Petry, M.V., L. Krüger (2010). Frequent use of burned grasslands by the vulnerable Saffron-Cowled Blackbird *Xanthopsar flavus*: implications for the conservation of the species. *Journal of Field Ornithology* 151:599-605.
- Pillar V.D., I.I. Boldrini, H. Hasenack, A.V.Á. Jacques, R. Both, S.C. Müller, L. Eggers, A.T. Fidelis, M.M.G. Santos, J.M. Oliveira, J. Cerveira, C.C. Blanco, F. Joner, J. L. Cordeiro, M. Pinillos Galindo. (2006) Workshop "Estado atual e desafios para a conservação dos campos". UFRGS (disponível em <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>), Porto Alegre, p. 24.
- Pillar, V.D., F.L. Quadros (1997). Grasslandforest boundaries in southern Brazil. *Coenosis* 12:119–126.
- Pillar, V.P., E. Vélez (2010). Extinção dos campos sulinos em unidades de conservação: um fenômeno natural ou um problema ético? *Natureza e Conservação* 8(1):84-86.
- Pillsbury, F.C., J.R. Miller, D.M. Debinski, D.M. Engle (2011). Another tool in the toolbox? Using fire and grazing to promote Bird diversity in highly fragmented landscapes. *Ecosphere* 2:3 article 28.
- Pons P., J.M. Bas (2005). Open-habitat birds in recently burned areas: the role of the fire extent and species' habitat breadth. *Ardeola* 52(1):119-131.
- Pons, P., B. Lambert, E. Rigolot, R. Prodon (2003). The effects os grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape. *Biodiversity and Conservation* 12:1843-1860.
- Pucheta E., M. Cabido, S. Díaz, G. Funes (1998). Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. *Acta Oecologica* 19:97-105.
- Reid A.M., D.F. Hochuli (2007). Grassland invertebrate assemblages in managed landscapes: Effect of host plant and micro-habitat architecture. *Austral Ecology* 32:708-718.
- Reinking, D.L. (2005). Fire regimes and avian responses in the central tallgrass prairie. *Studies in Avian Biology* 30:116-126.
- Roberts, A.J., C.W Boal, D.B. Weater, S. Rideut-Hanzak, H.A. Whitlaw (2012). Grassland bird community response to large wildfires. *The Wilson Jour. of Ornitho.* 124:24-30.

- Rodríguez C., E. Leoni, F. Lezama, A. Altesor (2003). Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 14:433-440.
- Russel, R.E., J.A. Royle, V.A. Saab, J.F. Lehmkuhl, W.M. Block. J.R. Sauer (2009). Modeling the effects of environmental disturbance on wildlife communities: avian responses to prescribed fire. *Ecological Applications* 19(5):1253-1263.
- Sala, O.E., W.K. Lauenroth, S.J. McNaughton, G. Rusch, X. Zhang (1996). Biodiversity and ecosystem functioning in grasslands. In *Functional roles of biodiversity: A global perspective* (H. A. Mooney, J. H. Cushman, E. Medina, O. E. Sala and E. D. Schulze, Editors). John Wiley & Sons.
- Serafini P.P. (org.) (2013). Plano de ação nacional para a conservação dos passeriformes ameaçados dos campos sulinos e espinilho. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio.
- Soriano, A., R.J.C. Le´On, O.E. Sala, S. Lavado, V.A. Deregibus, M.A. Cauhep’e, O.A. Scaglia, A.C.A. Vel´Asquez, J H. Lemcoff (1991). Río de la Plata Grasslands. In: *Ecosystems of the world 8A, natural grasslands, introduction and Western Hemisphere* (R. T. Coupland, Editor), pp. 367–407. Elsevier, New York, NY.
- Taylor, R.S., S.J. Watson, D.G. Nimmo, L.T. Kelly, A.F. Bennett, M.F. Clarke (2012). Landscape-scale effects of fire on bird assemblages: does pyrodiversity beget biodiversity?
- Viglizzo, E.F., F. Lectora, A.J. Pordomingo, J.N. Bernardos, Z.E. Roberto, H.Del Valle (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 83:65–81.
- Zalba, S.M., N.C. Cozzani (2004). The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. *Animal Conservation* 7:35–44.
- Zimmerman, J.L. (1997). Avian community responses to fire, grazing, and drought in the tallgrass prairie. Pages 167-180 In: *Ecology and Conservation of Great Plains Vertebrates*. Knopf, F., and F. Sampson, eds. Springer-Verlag, New York.
- Zimmerman, J.L. (1984). Nest predation and its relationship to habitat and nest density in Dickcissels. *Condor* 86:68-72.
- Woinarski, J.C.Z., S. Legge (2013). The impacts of fire on birds in Australia’s tropical savanas. *Emu*: 113: 319-352.

CAPÍTULO 1.

Responses of bird community to fire extremes management in grassland: frequent burns vs burns' suppression

Artigo a ser submetido para publicação no periódico *Biodiversity and Conservation*

**Responses of bird community to fire extremes management in grassland: frequent
burns vs burns' suppression**

Maurício Bettio¹ · Carla Suertegaray Fontana¹

Address and affiliation:

Maurício Bettio
mauriciobettio@gmail.com

Carla Suertegaray Fontana
carla@pucrs.br

¹PUCRS - Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Postgraduate
Program, Museum of Science and e Thecnology (MCT), Laboratory of Ornithology.
Avenida Ipiranga, 6681, CEP 90619-900, Porto Alegre, RS, Brazil

Abstract

Grasslands are ecosystems modulated by disturbances worldwide. In Southern Brazilian Highland Grasslands (SBHG), where subtropical humid climate tend to favor forest dominance, fire and herbivory represent the main shapers of the grassland vegetation structure and associated fauna. Fire dynamic is largely influenced by the human action and its effects on bird communities has been poorly studied. We tested hypothesis that historically use of fire by humans in SBHG causes modification on bird community structure in comparsion with recent fire exclusion areas, resulting in a heterogeneous mosaic with distinct bird composition through landscape. We investigated differences over vegetation structure and bird community during breeding season of 2015-2016 from 80 sample units equally divided in two extremes of management: frequently burned grasslands and excluded burned grasslands. We found that avian richness and abundance does not change between the two types of management, but there is a turnover in bird composition. Habitat structural, as height of vegetation, number of woody plants and percent of rocks and vegetation on the ground were responsible for 80.8% of the total explainable variation. Our findings indicate that the grassland bird community in fact respond to different types of grassland vegetation management, result wich is corroborated by other studies that claim the notion that increased heterogeneity in grassland landscapes that evolved over disturbance regimes, as hebivory or fire, will promote faunal diversity. Finally, our data suggest that burns in SBHG could be an important management tool to ally the tradicional economic activity of raising cattle, with bird conservation and maintenance of grassland landscape.

Keywords

South brazilian highland grasslands, Disturbance, Fire regimes, Bird composition, Vegetation structure

Resumo

Campos são ecossistemas moldados por distúrbios em todo o mundo. Nos Campos de Altitude do sul do Brasil (*SBHG*), onde o clima subtropical úmido tende a favorecer a dominância de floresta, o fogo e a herbivoria representam os principais agentes de manutenção da estrutura da vegetação e da fauna associada. A dinâmica das queimadas nos *SBHG* é influenciada pela ação humana e seu efeito sobre a comunidade de aves tem sido pouco estudado. Testamos a hipótese de que o uso histórico do fogo nos *SBHG* causa modificação na estrutura da comunidade de aves em comparação com áreas recentemente exclusas de fogo, resultando em um mosaico heterogêneo de paisagens e composição de aves distinta. Investigamos diferenças sobre a estrutura da vegetação e aves durante a estação reprodutiva de 2015-2016 em 80 unidades amostrais igualmente divididas em dois extremos de manejo: Campos frequentemente queimados e Campos excluídos de queima. Verificamos que a riqueza e abundância da avifauna não foram distintas entre os dois tipos de manejo, mas houve *turnover* na composição de espécies. A estrutura do hábitat, como altura da vegetação, número de plantas lenhosas e a porcentagem de rochas e vegetação sobre o solo foram responsáveis por 80,8% da variação total na comunidade. Nossos resultados indicam que, de fato, a comunidade de aves responde aos diferentes tipos de manejo empregados sobre a vegetação campestre. Este resultado é corroborado por outros estudos que relacionam a heterogeneidade de paisagens campestres evoluídas sobre o regime de distúrbios, como herbivoria ou fogo, com o incremento de uma fauna diversa. Nossos dados sugerem que as queimadas nos *SBHG* podem ser uma importante ferramenta de manejo para aliar a pecuária tradicional da região com a conservação das aves e manutenção da paisagem campestre.

Palavras-chave: Campos de altitude do sul do Brasil, distúrbio, regime de queimadas, composição de aves, estrutura da vegetação

Introduction

Fire regimes throughout evolution of terrestrial life has supported the hypothesis that fire had conducted evolutionary effects on the configuration of ecosystems and modulated biodiversity around the world (Bowman et al 2009; Pausas and Keeley 2009; Taylor et al 2012; Belcher et al 2013). Fire has shaped the landscapes where the ecosystems are recognized into a fire-dependent dynamic, like savanas, open grasslands landscapes, Mediterranean scrublands and boreal forests (Bond et al 2005; Keeley and Rundel 2005; Simon et al 2009). Grassland vegetation and bird dynamics are historically mediated by occurrence of disturbance such as periodic fire and herbivory (Knapp et al 1999; Reinking 2005; Dyke et al 2007; Coppedge et al 2008; Barton et al 2014) and its presence in controlled levels is essential to maintaining the heterogeneity needed by various faunal species worldwide (Hardesty et al 2005; Powell 2006; Fuhlendorf et al 2006; Roberts et al 2012). Although burns can favour the biodiversity maintenance and be understood as a tool for vegetation management and wildlife conservation, the alteration on fire regimes - defined by non-natural variation in key fire regime attributes, such as frequency, severity, intensity, spatial scale and seasonality (Hardesty et al 2005; Pausas and Keeley 2009) - can lead to opposite effects: the disruption of integrity of native fire-dependent communities.

The transposition of a threshold between human versus climatic effects has been the main factor causing fire regimes alteration and this has being a subject of current debates in terms of conservation of habitats (Bond et al 2005; Hardesty et al 2005). In general, climatic effects has been minimized by predominance of human's fire regime alteration – results of the fire extirpation and/or increased of fire frequency in ecosystems, as observed in South Brazilian Grasslands (Pillar and Vélez 2010) – what has leads to ecosystem functions loss in habitats under this evolutionary selection force.

As evidenced in paleo-records, the natural fire occurrence is ancestor to human presence in terrestrial ecosystems (Belcher et al 2013), aging 400 million years (Scott 2010). Since that time, fire has modulated the vegetation structure and has shown that on different continents, similar vegetation formations occur under similar climatic conditions. This relationship between fire and vegetation has been an important driver of animal species diversity in terrestrial ecosystems (Bohning-Gaese 1997; Tews et al 2004).

Specifically South America harbors one of the most extensive grassland ecosystems in the Neotropics, the Southeastern South America Grasslands, known for its zoogeographical importance (Soriano et al 1991; Azpiroz et al 2012). This region, characterized by a transition zone through subtropical and temperate climate, contains the South Brazilian Grasslands, located within two local Biomes: Pampa – that extent to Uruguay, Argentina and Paraguay; and Atlantic Forest – almost all restricted at Brazil. In Brazil, these two physiognomies are respectively denominated Pampa Grasslands (in South middle Rio Grande do Sul state) and Highland Grasslands – SBHG – (since northeast Rio Grande do Sul, through southeastern Santa Catarina, until middle Paraná state) (Andrade et al 2015).

Grassland vegetation in SBHG evolved under herbivory by extinct grazers and periodic fire influence (Müller et al 2012; Overbeck et al 2015). The first evidences of natural fire regimes alteration in these grasslands is dated of mid-Holocene, at 7,400 cal years BP, based on presence of charcoal particles found in the peat profiles in Cambará do Sul (Behling et al 2004; Behling and Pillar 2007). The increase in fire frequency was probably in response to the onset of occupation by indigenous populations (Dillehay et al 1992), who may have used it for hunting. Nowadays, after extinction of large herbivores, these grasslands had been maintained by anthropogenic fires and by grazing

of cattle and other small mammals (Behling and Pillar 2007; Andrade et al 2015). In this context, its presence has been handled as a key factor to explain the maintenance of grasslands (Pillar and Quadros 1997; Müller et al 2012).

The effects of fire in animals are dependent upon a host of factors, but specially vegetation complexity (Barton et al 2014) and alteration of natural fire regimes (Hardesty et al 2005). In general, studies have demonstrate that complex vegetation can be more resilient to disturbance (Lavorel 1999; Barton et al 2014) and, therefore, the impact might be more intense in structurally simple vegetation and related fauna. Specifically for birds, the effects of fire are varied, ranging from direct adult mortality, mortality of nests or recently fledged young during the nesting season, to effects on abrupt modification of vegetation structure and subsequent habitat suitability (Reinking 2005). In other way, controlled burn disturbances, when occur in fire dependent vegetation, can promote heterogeneity through patch-mosaic gradient and increase bird species diversity (Fuhlendorf et al 2006; Coppedge et al 2008, Pillsbury et al 2011). In all cases, the effects on one bird species may be opposite those on another species (Reinking 2005) and a particular spatial combinations with different intensity of disturbances may be needed to conserve all species in a region, knowing that species have contrasting tolerances and preferences to fire regime components (Bradstock et al 2005; Driscoll et al 2010).

The use of fire as a management tool for biodiversity conservation is widespread for ecosystems in Africa, Australia, the Mediterranean Basin, and North America (Keeley et al 2011) and a common approach in these actions has been to avoid population extinctions due to inappropriate fire regimes (Driscoll et al 2010). A practice commonly used to promote conservancy of vegetation and fauna through fire management is the application of prescribed burns (e.g. Madden et al 1999; Kirkpatrick et al 2002; Dyke et

al 2007; Grant et al 2010), that consists in reintroducing this natural process in a predetermined area adjusting the fire regime within controlled parameters in order to achieve specific purposes. This model has been applied in well-studied ecosystems, as in the grasslands of North America (e.g. Dike et al 2007; Hovick et al 2012) or in a vegetation mosaics in Australia (e.g. Barton et al 2014). However, it is unclear how well replicable is this model in places where the knowledge is limited, even at the species level responses to wildfires, as observed in grasslands and savannas of South America. Studies about fire influence on biota in South Brazilian Grasslands are almost restricted to vegetation responses, mainly in terms of structure and phytosociology (Quadros and Pillar 2000; Overbeck et al 2005; Fidelis et al 2010; Müller et al 2012; Fidelis et al 2014; Podgaiski et al 2014). Although the region is considered an important ornithological zone (Azpiroz et al 2012) and has the general knowledge of avifauna occurrence and distribution well established (Fontana et al 2008, 2009; Repenning et al 2010), studies involving responses of birds to fire dynamic are scarce and just punctual researches have been carried out (e.g. Petry and Krüger 2010). The same is true for all South America Grassland's complex, where few studies about fire effects on birds were published (Isacch and Martínez 2001; Isacch et al 2004; Petry and Krüger 2010; Di Giacomo et al 2011; Cardoni et al 2012).

Considering that around 110 species of birds are specifically associated with grasslands formations in Southeastern South America Grasslands (Azpiroz et al 2012) and of this amount, 82 species are registered at SBHG (Fontana and Bencke 2015), including endemic (Long-tailed Cinclodes - *Cinclodes pabsti*), a recent described specie (Trapeiro seedeater - *Sporophila beltoni* (Repenning and Fontana 2016)) and nine globally threatened or near-threatened grassland bird species (IUCN 2016), an understanding

about effects of fire use is required to define conservation objectives based on the patterns presented by avian community.

As postulated for Barton et al (2014), a potential avenue for further research under fire effects on bird assemblages is the integration of vegetation structure into studies.

Theoretical works have centered in to answer how spatial and temporal patterns of fire can influence biodiversity, as in the patch-mosaic concept (Bradstock et al 2005; Parr and Andersen 2006), or occupied in patterns of recovery, such as succession and post-fire recolonization (Kelly et al 2011; Watson et al 2012). However, few studies with grassland bird responses have focused on effects of wildlife fires (Roberts et al 2012) or non-prescribed anthropogenic burns.

We hypothesize that the occurrence of two cases: historical use of anthropogenic fire and its recent exclusion in SBHG; has lead to a differentiation on bird community structure, resulting in a heterogeneous mosaic with distinct bird composition along the landscape. In these scenarios, we evaluated if avian community is induced by features of vegetation structure mediation and discuss how appropriate is this board for maintenance and conservation of bird species. We tested the prediction that burned exclusion in grasslands would support a greater general bird diversity, based on species composition, richness and abundance. We also predicted that vegetation structure is able to explain much of abundance segregation and bird composition throughout two scenarios, with fire and without fire. Our ecological study highlights of how bird assemblages answer to historical use of anthropogenic fire in comparsion to recent burn exclusion areas in grasslands of Southern Brazil. We use the results to discuss conservation remarks for bird community in the stablished scenario resultant of two opposite management strategies.

Methods

Study area description

The study area is located in a southeastern portion of South Brazilian Highland Grasslands, in northeast Rio Grande do Sul state (Figure 1). This complex dominated by relicts of natural grasslands (Behling 2002), cover ~60,000 km² and belongs to the southernmost part of Atlantic Forest Biome. Its extends since northeast Rio Grande do Sul, through southeast Santa Catarina, until middle-south Parana state; in a mosaic with shrubland, tropical rainforest (Atlantic forest *sensu stricto*), seasonal forests (deciduous and semideciduous) and specially Araucaria forest, that comprises the major forest type in the region (Leite and Klein 1990; Oliveira-Filho and Fontes 2000).

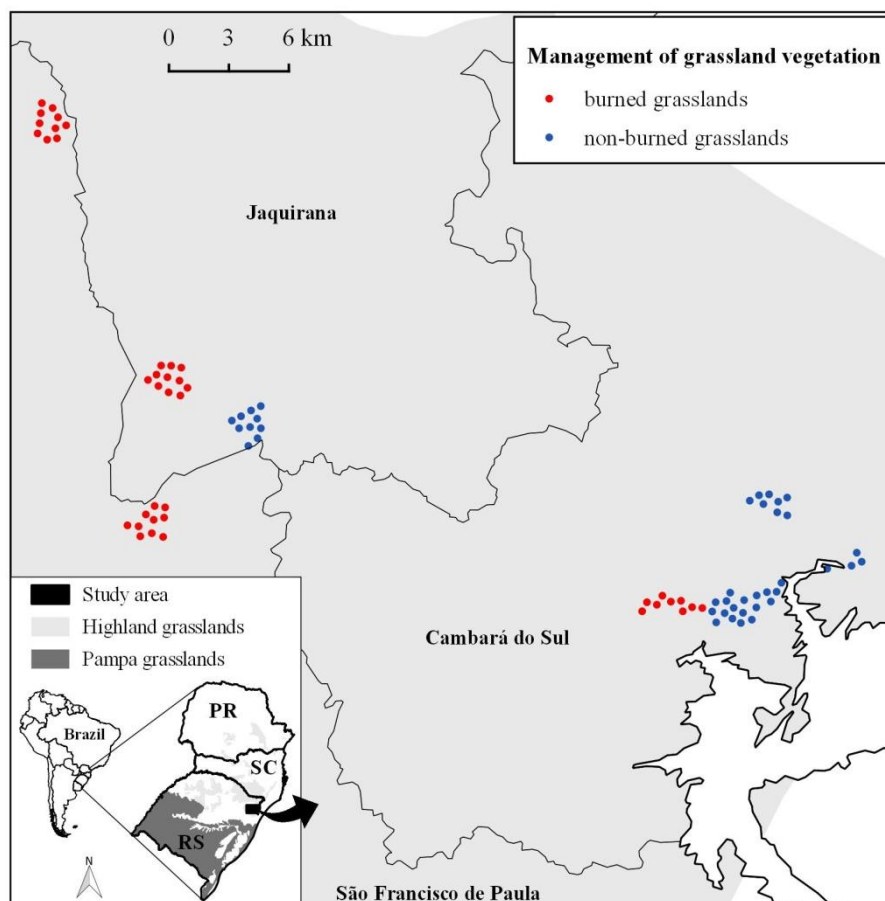


Figure 1. Distribution of sampling points within study region in south brazilian highland grasslands.

In RS, the altitude of highlands varies from 750 m from west to 1,000 m at east, with the highest peak at 1,398 m (*Pico do Montenegro*). Climate is oceanic with no dry season and temperate summers (Köppen's Cfb climate). Temperature mean ranges from 14°C to 18°C and precipitation varies from 1,600 mm to almost 2,000 mm (Matzenauer et al 2011). Because of particular climate conditions, the soils present high quantities of organic matter, low pH and low fertility (Andrade et al 2016). The regional grassland vegetation is considered rich in species, presenting *ca.* 1,160 different plant taxons considering only vascular grassland plants (Boldrini et al 2009).

In RS highland grasslands, fire regime alteration had become more intense since cattle introduction, in 17th century (Pillar and Quadros 1997). Although burns are actually a very common practice in highland grasslands of southern Brazil, they have being the subject of current debate as a legal or illegal management tool by federal and state environmental legislation. In study area, fire is used by landowners to improve forage quality during winter times, in order to promote sprouting of palatable grasses for herds (Heringer and Jacques 2002). The application is often set annually or biennially between July to September, when there is a high occurrence of dead grass biomass (Jacques 2003; Fidelis et al 2010). Such as observed in the region, burns are normally randomly applied by farmers, resulting in patch-mosaics with burned and unburned areas. Due its nonprescribed feature, fire eventually breaks on marshes or forest edges. In conservation units of the region its use is dedicated to management tool in firebreaks, such as a manner to reduce accidental fire hazards, but it is used intuitively, without prescribed burn plans.

Into areas where fire and grazing had been excluded, the tendency is that vegetation present high dominance of usually few tussock grass species and low diversity of herbaceous species (Overbeck et al 2005), otherwise grassland vegetation itself can be

lost due to shrub encroachment (Fidelis et al 2010). In areas under frequent disturbance is observed the impeding of establishment of woody species (Müller et al 2007) and a decrease in plant species richness (Fidelis et al 2012).

Sampling design

We studied distinct management systems in the South Brazilian Highlands (Figura 1): 1) BEG (n = 40 sampling units): burned excluded grasslands that comprise areas without burn for 10 to 15 years, and 2) FBG (n = 40 sampling units): frequently burned grasslands where areas are burned annually or biennially in patch-mosaics between July and September, since at least last century. We assumed independence between samples using a distance at least 550 m apart each other and because we sampled the birds during breeding season, between the first week of November 2015 and the last week of January 2016 - the time of the year that comprises the majority appearance of migratory birds in the region and when all birds are more active and restricted to breeding territories (Belton 1994; Bibby et al 2000). Each point count comprises 80 m radius, located ≥ 150 from fences, roads, forest patch edges or other land uses. As observed, stock rates were similar throughout two described features.

Bird and vegetation surveys

We sampled point counts three times along three months (November, December and January), with a single observer (MB) recording all bird species heard or seen during 10 min. after arriving at point location. We count birds between 06:20 and 10:30 hours or 16:30 and 19:00 hours Coordinated Universal Time (UTC-3), so that all points could be sampled leastwise twice in mornings. Birds crossing overhead or merely transiting through a site were not included, because we were just interested to measure birds occupying terrestrial habitats or flying for search food or displaying. Counts were not conducted during rain, strong winds or mistiness.

Because habitat use by grassland birds is attributed to the varied structural requirements among species and we were interested in those habitat features that we expected to explain variation in bird communities we measure features of vegetation structure and ground cover: visual obstruction (%), vegetation height (cm) and number of woody plants above 1,5 m height. Visual obstruction and vegetation height were taken in five, 1 m² pvc quadrats placed, respectively at center of point count and 40 m away, in four cardinal directions. For measure visual obstruction the pvc quadrat was divided in 16, 0,25 x 0,25 m, positioned at a vertical and a person estimated the number of divisions covers for vegetation at 1,5 m away. For take mean vegetation height, the quadrat was positioned flat on the ground and with a metric ruler, five heights were taken, at a center and in each quadrat corner. The counting of woody plants was carried out along two 80 m linear transects, 20 m range, aligned according four aim cardinal directions within each point count. The percents of ground cover classes was estimated positioning the pvc quadrat horizontaly on the ground and registering the number of each 16 smaller squares taken by one of four dominant classes: vegetation, water, rocks and bare ground. All vegetation structure measurements were conducted through middle September and middle October 2015, coinciding with one month after burns in FBG areas and approximately at the same time of the beggining of bird counts.

Statistical analysis

We kept only the maximal number of individuals per species obtained in one of three accounts for each point. With this procedure, we assumed a security to avoid overestimated of territorial or low mobility species. We used the software EstimateS 9.1 (Colwell 2013) proceeding with the accumulation of data from each group of 40 sample units to estimate species richness through study areas and assess the thoroughness of our bird surveys. We calculated estimates using Chao 1 with 100 randomizations, which

was the most appropriate estimator for our data because is based on the rare species in the samples (Colwell and Coddington 1994). We summarized differences in the average number of observed bird individuals, species and diversity, where diversity was quantified by Shannon index.

Because study areas experienced opposite types of vegetation management, with fire use or its exclusion, and this influences the spatial heterogeneity of communities, we explored differences in the composition of the whole birds over distinct management types using multivariate ordination and Jaccard similarity coefficient. We used principal coordinate analysis (PCoA) based on an among sample units similarity matrix (*i.e.* point counts) derived from bird species occurrence (Bray-Curtis index) (Legendre and Legendre 1998) for represent associations between sample units in relation to management and bird composition. We plotted the point counts scores in an ordination diagram, and grouped sites from centroid (95% IC – from original distances), according to their management type. The average distance of points to centroid is a measure that reveals the heterogeneity of species composition over the landscape. This emphasized the relative abundance of the birds rather than the mere presence of it, and allowed us to compare the indirect fire effects in bird composition changes. An ANOVA like permutation test was used to verify if a set of sample units was significant in capturing the fraction of variation showed in ordination analysis.

To examine the relationship between the vegetation structure and the segregation of bird species according their abundance we used canonical correspondence analysis (CCA) (ter Braak 1986; Legendre and Legendre 1998). Before this, we check association between a set of vegetation variables using Pearson's correlation coefficient and test for multicollinearity based on variance-inflation calculates (VIF) (see Fox 2008). After that, the variable height of vegetation was maintained with other three ground cover variables

in CCA (Table 2). For CCA we analyzed species recorded in three or more sample units (incidence $\geq 3.75\%$) and we evaluated the percentage of variance of the avifauna matrix explained by the variables, by an ANOVA like permutation test (999 permutations) (see Oksanen 2015).

We use the Shapiro-Wilk normality test (Razali and Wah 2011) to verify if the probability distribution associated with data set was approximated by the normal distribution. After, we conduct non-parametrical tests for non-normal distribution data sets, using Wilcoxon rank-sum test or Kruskal-Wallis test with Post-hoc Dunn's test. We consider statistically different $p \leq 0.05$ values.

The PCoA and CCA were performed in 'vegan' package (Oksanen et al 2015), while multicollinearity test was performed in 'car' package (Fox and Weisberg 2011), both available for R 3.3.1 (R Development Core Team 2016). Additionally, we summarized a graphic showing occurrence and abundance of bird species according height of vegetation using only species with ≥ 6 individuals recorded. We use software PASW Statistics 17.0 (SPSS) (SPSS Inc. Released 2009) to perform graphic.

Results

We registered 891 individuals into 76 bird species, including eight globally threatened or near-threatened species (IUCN 2016) (Table 3 – Supplementary materials). A total of 20 species occurred exclusively at BEG and others 20 at FBG. Were accounted 429 (± 5.65 SD) individuals at BEG and 462 (± 5.84 SD) at FBG. The total richness observed at BEG and FBG separately was equal, with 56 species occurring in each one. Shared species throughout two management situations comprised 36 taxa. The most abundant species were also the most frequent within observations: Lesser Grass-Finch (7.97% of overall abundance; 51.25% of all observations), Rufous-collared Sparrow (6.51%;

52.50%), Hellmayr's Pipit (6.40%; 61.25%), White-rumps Swallow (5.27%; 35%) and Great Pampa-Finch (4.49%; 37.5%) (for other species, Table 3 - Supplementary materials). There was no statistically significant difference between the average of individuals and species number and diversity index throughout FBG, BEG (Table 1).

Table 1. Summary of differences in average number of observed bird individuals, species and diversity per sample units according types of management of grassland vegetation in highland grasslands of south Brazil: frequently burned grasslands (FBG) and burn excluded grasslands (BEG). Table shows mean values and standard deviation (\pm SD), degrees of freedom (d.f.), Wilcoxon rank-sum test (W) and signification value (p -value).

| Management type | Individuals (mean \pm SD) | Species richness | Shannon-index |
|-----------------|--------------------------------|-----------------------------|---------------------|
| | | observed (mean \pm SD) | (H' \pm SD) |
| FBG | 11.55 \pm 5.85 | 7.42 \pm 2.86 | 3.57 \pm 0.03 |
| BEG | 10.72 \pm 5.65 | 7.25 \pm 3.33 | 3.57 \pm 0.03 |
| W | 889 | 865.5 | 837 |
| p -value | 0.393 ^{ns} | 0.529 ^{ns} | 0.725 ^{ns} |

^{ns}: not significant difference.

Species similarity between different types of grassland managements was 47.37% (Jaccard similarity), while *dissimilarity* (Jaccard distance) between them was 52.63%, indicating species turnover, where the major part of bird species was not shared between FBG and BEG ($n = 40$ species) and consequently prefer one management scenario than another. The homogeneity in alfa diversity through two different management type is reflected by the Chao 1 richness estimator: 66.1 species (95% CI = 58.9-91.4) for FBG and 66.5 species (95% CI = 51.9-91.4) for BEG. In both cases, the estimator added about 15% of species richness in relation to 56 species observed.

Differences in species composition between FBG and BEG can be observed through a PCoA plot (Figure 2), where 30.9% of the variation is explained by two first axis.

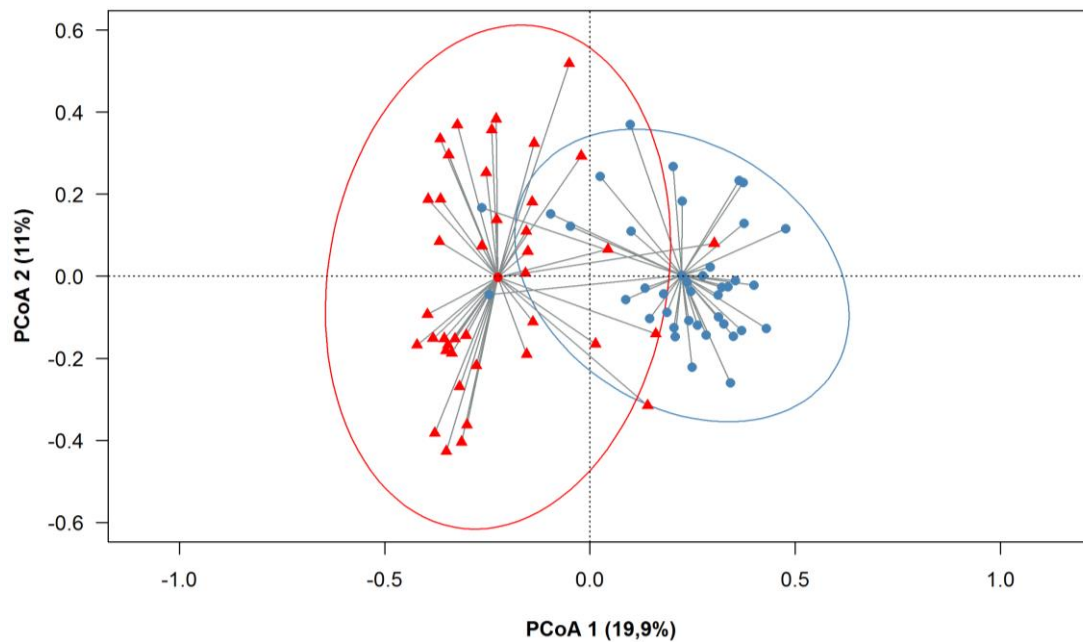


Figure 2. Ordination of 80 sample units obtained from a matrix of Bray-Curtis dissimilarity for bird species representing burned excluded grasslands (blue dots) and frequently burned grasslands (red triangles) in the space of the first two principal coordinates (PCoA axes 1 and 2) from highland grasslands of southern Brazil. The ellipses represent IC 95% in relation to centroid (obtained from original distances).

The average distance to centroid for BEG and FBG were 0.458 and 0.516, respectively.

It shows that FBG holds a major intra-specific heterogeneity concerning bird species occurrence throughout burned landscape and, otherwise, BEG represent a more homogeneous landscape, where sample units are more similar in relation to shared species. An ANOVA like permutation test confirmed that a set of sample units with presence/absence of species as variables was significant in capturing the fraction of variation showed in ordination analysis of principal coordinates ($F = 6.3801$; permutations = 999; $p = 0.014$).

Knowing that burns affect directly the vegetation structure and bare ground features (Reinking 2005), we present a summary of measured data showing the differences between the management of vegetation using fire and in its exclusion (Table 2). Mean vegetation height, obstruction and woody plants in samples units within BEG ranged from 32.8-140.7 cm; 24.4-100 %; 0-25 n, respectively. In FBG the same variables ranged from 7.9-47.2 cm; 2.5-26.9 %; 0-7 n, respectively. All vegetation variables

showed significant difference between the management types, with values for BEG exceeding more than three times the FBG values. This indicates the extreme contrast in vegetation structure between management types of grasslands and consequently explain the observed differences in bird community features already presented.

We found an high association between vegetation variables: height vs. obstruction ($r = 0.973$; (p -value < 0.000); $r^2 = 0.948$); height vs. woody plants ($r = 0.677$; (p -value < 0.000); $r^2 = 0.459$); obstruction vs. woody plants ($r = 0.635$ (p -value < 0.000); $r^2 = 0.404$). The test applied to verify multicollinearity between vegetation variables revealed a colinearity between height + obstruction, but none colinearity with woody plants ($VIF_{\text{height + obstruction}} = 19.16$; $VIF_{\text{height + woody plants}} = 1.85$; $VIF_{\text{obstruction + woody plants}} = 1.67$). Fox (2008) suggests collinearity only when VIF value is larger than four. Ground cover variables also showed differences between FBG and BEG for percent of vegetation and percent of rocks, while no difference was regarded in percent of water (Table 2).

Table 2. Description of the heterogeneity of vegetation and ground cover variables registered in sample units of frequently burned grasslands (FBG) and burn excluded grasslands (BEG) in highlands of south Brazil. Table shows mean values, standard error (\pm SE) and median, Wilcoxon rank-sum test (W) and signification value (p -value).

| Management type | Vegetation variables | | | Ground cover variables | | | |
|-----------------|------------------------|-------------------------|-------------------------------------|------------------------|-----------------|-----------------|---------------------|
| | mean \pm SE (median) | | | mean \pm SE | | | |
| | Height (cm) | Obstruction (%) | N° woody plants \geq 1.5 m height | Percent vegetation | Percent rocks | Percent water | Percent bare ground |
| FBG | 20.89 \pm 0.49 (17) | 10.20 \pm 0.75 (6.25) | 0.47 \pm 0.21 (0) | 90.31 \pm 1.83 | 6.97 \pm 1.69 | 2.72 \pm 0.83 | * |
| BEG | 72.30 \pm 0.97 (70) | 52.90 \pm 1.73 (50) | 5.32 \pm 1.05 (3.5) | 96.06 \pm 1.16 | 1.12 \pm 0.56 | 2.81 \pm 1.03 | * |
| W | 59220 | 2137.5 | 356 | 18503 | 21146 | 20294 | |
| p | < 0.000 | < 0.000 | < 0.000 | 0.029 | 0.022 | 0.559 | * |

Note: Heterogeneity was measured as the standard deviation among patches within a single management unit. Standard errors of heterogeneity are between parentheses.

*:The low representation of the variable made unfeasible the analysis.

Bold: means that values of variables are significantly different between management types.

There was a prevalence of vegetation as ground cover within samples units, where more than 90% was observed in all cases. Percent of bare ground had a few representation in both cases of management, then it was not feasible do the statistic comparson.

In CCA we observed a segregation pattern, with the first two axes explained 80.8% of the total explainable variation (Figure 3). Additionally, we found a significant relationship (d.f. = 4; Chi-squared = 0.640; F = 2.26; p = 0.001) between bird species composition and four selected variables (vegetation height, number of woody plants, percent of vegetation and rock cover). There is a strong contribution of vegetation height (score = -0.96) on the composition of the bird community, followed by the number of woody plants (score = -0.48) and percent of vegetation (score = 0.45). The percent of rocks (score = 0.19) contribute less to model (Figure 3).

We observed a triangle pattern with three species groups in CCA ordination (Figure 3). The first vertex consisted of species associated with a height gradient of tall grasses, ranging from 25 to 100 cm. This group included species associated exclusively with marshes or grassland surroundings, like *Scytalopus iraiensis*, *Limnocites rectirostris*, *Laterallus leucopyrrhus*, *Geothlypis aequinoctialis*, *Sporophila melanogaster*, *Xolmis dominicanus*, *Embernagra platensis* and *Emberizoides ypiranganus*. Only two species had all abundance represented in grasses that exceeded 80 cm height, *Synallaxis spixi* and *Chlorostilbon lucidus*. The second vertex was formed by a set of species that foraging on the ground, where the grass is short and with presence of rocky outcrops. This group comprised species like *Cinclodes pabsti*, *Furnarius rufus*, *Gnorimopsar chopi*, *Caracara plancus*, *Anumbius annunbi*, *Anthus nattereri*, *Xolmis cinereus* and *Colaptes campestris*, besides the terrestrial *Nothura maculosa*. The third vertex, more diffuse, consisted of species that used to perching or forage from aerial substrates, as branches of small trees or shrubs scattered in grasslands. Belongs to this group passerines like *Pseudoleistes guirahuro*, *Ammodramus humeralis* and *Tyrannus melancholicus*. Birds that forage in water or wet soils where vegetation is height and dense are also in this group, such as *Pardirallus sanguinolentus*, *Gallinago paraguaiiae*

and *Amazonetta brasiliensis*. Such information is summarized in a vegetation height gradient (Figure 4).

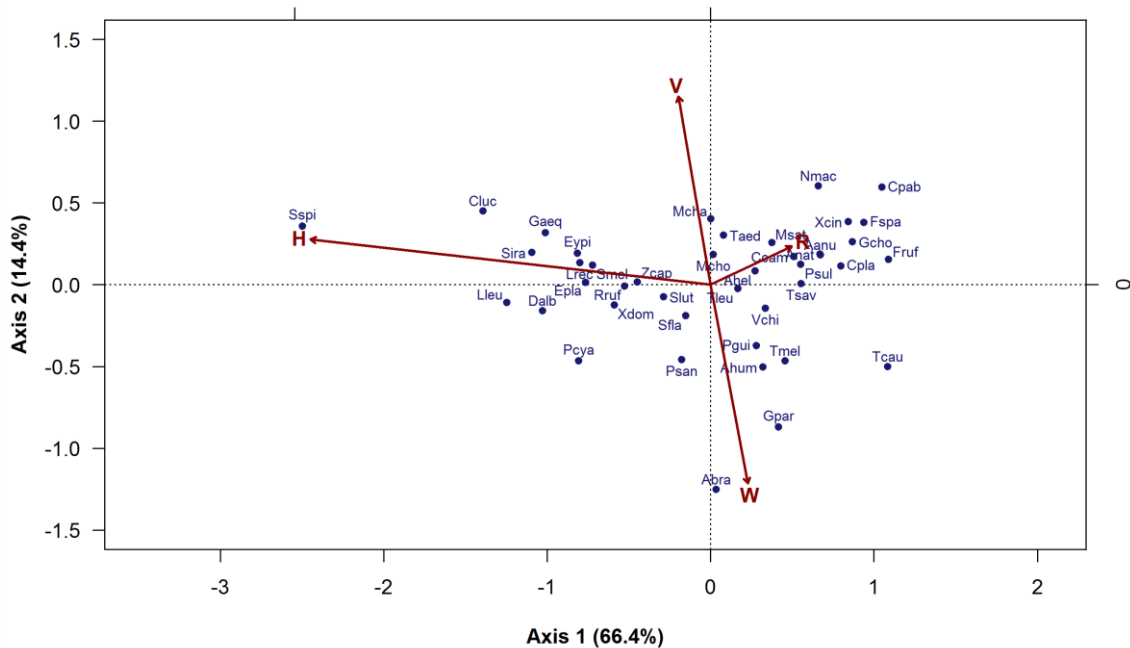


Figure 3. Ordination diagram (CCA) showing relationships between birds and habitat structural descriptors from 80 sample units in highland grasslands of southern Brazil. Habitat descriptors are indicated with arrow-vectors and represent the highly correlated with first two axes. Graphic shows only bird species with incidence $\geq 3.75\%$. H = vegetation height, V = vegetation cover, R = rock cover, W = number of woody plants. For species names and incidence see Table 3 in Supplementary material.

As the management type of vegetation proved to conduct alterations on vegetation structure and bird community, we investigate if shared bird species shown significant difference in their abundance between FBG and BEG. Of the 36 shared species, 19 were positively associated with one specific type of management, showing statistically differences in abundance (Table 3 – Supplementary material). Strongly difference ($p < 0.01$) was observed for 11 species, including the globally threatened *Anthus nattereri* and near-threatened and endemic to southern Brazil *Sporophila melanogaster* (Table 3 - Supplementary material).

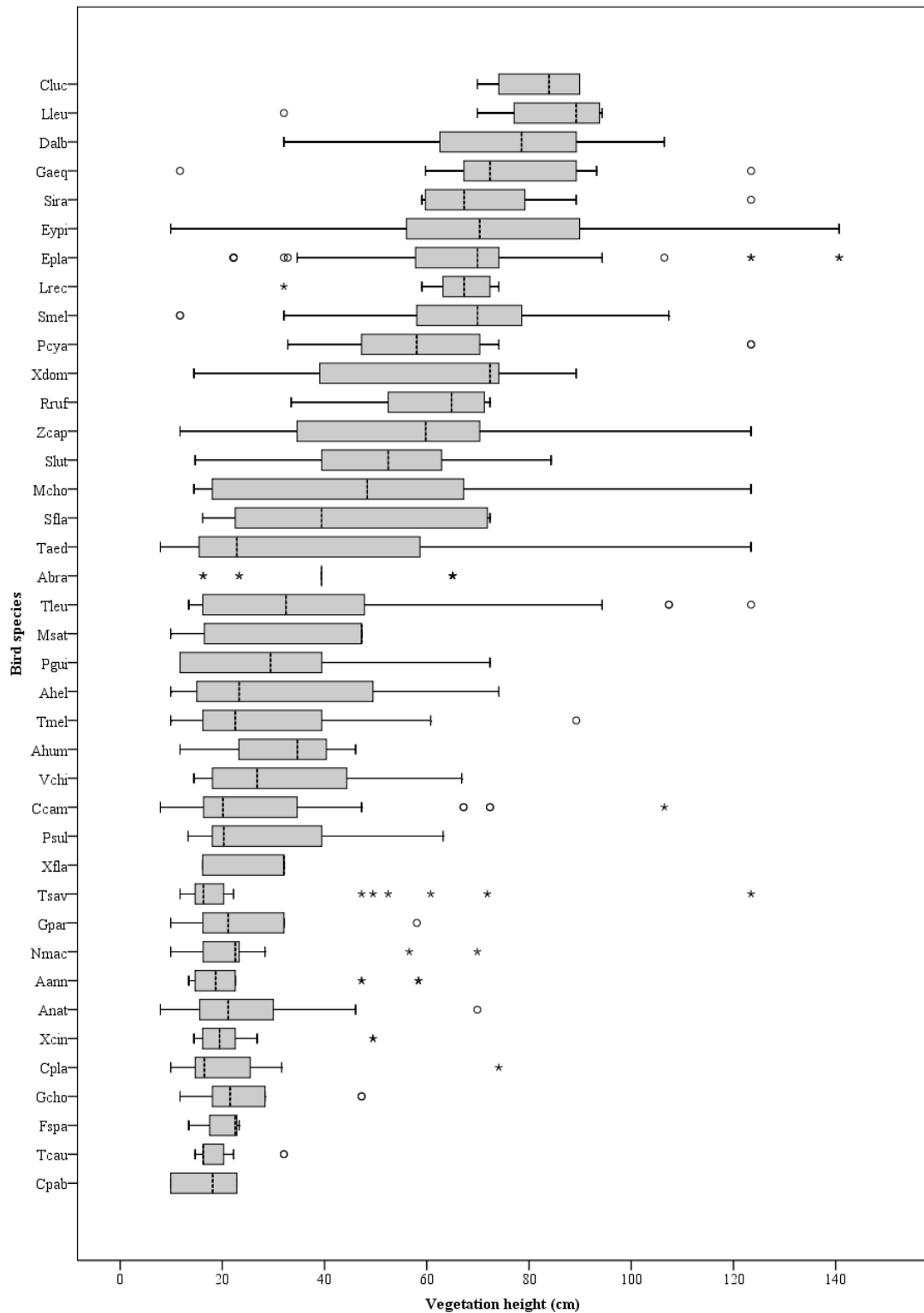


Figure 4. Bird species abundance according a gradiente of vegetation height in 80 point counts sampled in highland grasslands of southern Brazil. The graphical representation show only data from 39 bird species that have ≥ 6 individuals registered in the whole of samples. Empty circles represent outliers and stars represent extreme outliers. Dashed line into boxes represent median. For species abbreviations see Table 3 in Supplementary material.

When we resume the bird richness comprised by 76 species registered in this study, we verify that only 22.4 % (n = 17) had not an apparent selection or preference for specific

habitat. For some species, like *Cariama cristata*, *Milvago chimachima*, *Phacellodomus striaticollis*, *Elaenia parvirostris* and *Progne tapera* this result can may be biased by a few number of individuals censused, however for other species can be a possible assertion.

Discussion

This study was the first to specifically investigate variations on bird community related to vegetation structure in response to historical fire use versus their recent exclusion in some areas of the south Brazilian highland grasslands. Our findings revealed that the grassland bird community in fact respond to different types of grassland vegetation managements related to intensive use or exclusion of fire in the study region. The results supported our hypothesis that where non-prescribed anthropogenic burns are applied at since least century the avifauna drives to a structurally distinct community as compared with grasslands where fire has been excluded since 10-15 years. However, our predictions were not entirely corroborate in the ways we had initially expected. We found that composition changes through grassland management types, but there was no difference in richness. At the same time, our prediction that vegetation structure was able to explain abundance segregation and bird turnover throughout two management scenarios was confirmed. In general, our findings suggest that a heterogeneity range in grassland vegetation is required to maintain a mosaic of distinct habitats, which can favors a more diverse avifauna. Has been demonstrated that disturbances, as fire and herbivory, dictates changes on vegetation structure and in dynamics of grassland bird communities (Coppedge et al 2008; Collins and Calabrese 2012), driving them to distinct ways along space and time. In this sense, our results are consistent with other

studies that have as approach the responses of grassland birds to fire disturbance (e.g. Fuhlendorf et al 2006; Pillsbury et al 2011).

It is worth mentioning that this work evaluated what we considered the extremes scenarios of grassland vegetation management related to fire use in the region – its frequent application along years and its complete exclusion from many years. In this context, despite the study do not covered a gradient of complete heterogeneity related to different fire age classes that maybe could be perceived by birds, it was able to capture the range in terms of vegetation height. This heterogeneity in fire age classes can be defined as the diversity of different ‘seral states’ in a landscape where a seral state is defined by habitat resources identified as important to fauna that are present within specific periods pre or post fire (e.g. Taylor et al 2012). However, our characterization of two extremes management scenarios of grassland vegetation was important to show the clear segregation that occur in bird species composition, what would be not provided if fire age classes were closely to be about comprise a single seral state.

When we summarize the bird species abundance according to a height vegetation gradient (Figure 4), it is possible to observe different habitat preferences by species, where some make a more intense use of short or tall grasses while others present a larger occurrence range. This pattern become more evident when we consider the means of vegetation height through different management types of grassland vegetation, where FBG present 20.89 cm (SE = 0.49) and BEG 72.30 cm (SE = 0.97). In this sense, the structural heterogeneity resulting of different management strategies provides greater suitability of habitat structure and increases the diversity of birds that use the grasslands and marshes. The gradient in the habitat use presented by species is a prerogative for predict turnover in species composition along space and time, give that areas that experienced different fire characteristics and grazing regimes support distinct bird

communities (Brockett et al 2001; Bradstock et al 2005; Parr and Andersen 2006; Pillsbury et al 2011). This can be more critical for conservation and evident under productive climate conditions, where forests have its development favors over natural grassland maintenance or expansion, as observed actually in highland grasslands of southern Brazil (Pillar and Quadros 1997; Müller et al 2012). For example, some globally threatened species that occur in this region and registered in this study as *Cinclodes pabsti*, *Anthus nattereri* and *Xanthopsar flavus* might be more frequent and abundant in areas with predominance of short grass or grasses, while *Scytalopus iraiensis*, *Limnoctites rectirostris* and *Sporophila melanogaster* might be more frequent and abundant in areas with management reduced or excluded, where vegetation exceed at least 60 cm height (see Figure 4).

Although studies conducted in South America grasslands emphasizing responses of bird community to fire are scarce, our results followed some trends showed in other studies carried out until now. Isacch and Martínez (2001) and Isacch et al (2004) worked in the east Argentina, in a region covered by a mosaic of salt marshes and grasslands (*pastizales*) and their findings revealed differences in abundance and number of species among classes of tall grass coverage, changes in plant species composition and vegetation height and cover, and also concluded that excessive burning may reduce available habitat for endangered or local rare species. Di Giacomo et al (2011), in northeast Argentina, founded for *Alectrurus risora* (Strange-tailed Tyrant; a globally threatened grassland specialist) that movements of females after the prescribed fire did not affect general aspects of their breeding biology. However, points that annual burning in the grassland negatively affects the settlement for reproduction and suggest that burnings should be longer than two years. In other study with a single species in Argentina, Cardoni et al (2012) founded for *Spartonoica maluroides* (Bay-capped

Wren-Spintail; a threatened and specialist bird that inhabiting *Spartina*-dominated salt marshes) that a high intensity of grazing and fire inhibits the specie presence and suggest that a low-intensity of burning or grazing during winter should favor its reproduction.

In SBHG a study conducted with *Xanthopsar flavus* (Saffron-Cowled Blackbird; a threatened bird and endemic to grasslands in Central and Southern South America), Petry and Krüger (2010) revealed that the specie used the burned treatments more frequently and avoided habitats with tall grasses. Consequently, the specie might be not protected within conservation units that keeps in its management policy the total exclusion of fire and cattle to maintain grassland vegetation. We shared in part with this approach, wich allow us infer that particular grassland bird specie or species groups have specific requirements in relation to habitat quality and integrity and that mosaics of grassland vegetation derived from fire and/or livestock grazing could be thought as management strategy for maintenance of a more diverse grassland bird community in the region.

Management implications for conservation

It's clear through the vast and recent literature that the main threats for fauna and flora conservation and maintenance of landscape scenic integrity in highland grasslands of southern Brazil do not include controlled fire use or extensive cattle ranching (Pillar and Vélez 2010; Fidelis and Pivello 2011; Overbeck et al 2013, 2015; Veldman et al 2015; Andrade et al 2015, 2016). Instead, these practices have been suggested as contributors to biodiversity maintenance and conservation in this region dominates by grasslands (Pillar and Quadros 1997; Müller et al 2012; Andrade et al 2016). The main threats detected, in general, are resultants of the land use conversion, as agriculture and

silvicultural plantations coupled with unplanned urbanization, a similar problem founded in the whole open habitats around the world (Henwood 2010; Parr et al 2014). A recent study point out that circa of 60% of the natural remnant of grasslands were converted or lost just in highland grasslands portion of Rio Grande do Sul state (Andrade et al 2015). Considering the last data available (2002/2003) about soil covered change in all extension of southern brazilian grasslands, less than 50% of the original extent still exist (Cordeiro and Hasenack 2009).

Knowing that grasslands of southern Brazil have been under grazing and fire influence for a long time (Behling and Pillar 2007) and, since its introduction by Jesuits at 17th century, livestock had represented one of the most important economic activity in this region (Nabinger et al 2000; Ribeiro and Quadros 2015) it's feasible to understand that co-evolution and adaptation of plants and animals have been the prerogative to their persistense and resilience until now. Initially we thought that in function of grasslands do not experience anthropogenic burning for a certain period it could be more diverse in terms of its avifauna in comparsion to frequently burned grasslands. However, by the fact that grassland vegetation in this region evolved under herbivory by extinct grazers and periodic fire influence (Pillar and Quadros 1997; Behling and Pillar 2007), is feasible that areas under anthropogenic influence do not suffer depreciation as we expected initially, at least in certain conditions, as where cattle ranching is not intensive and where burning do not occur every year in the whole of properties.

One strategie adopted for other coutries that hold open landscapes, like Australia and United States, is encourage landowners to ally pastoral activity maintenance to protection and conservation of biota in grasslands using prescribed burns concept as management tool of vegetation (e.g. Dike et al 2007; Keeley et al 2011; Hovick et al 2012; Barton et al 2014). This practice is based on regulatory laws that allow

landowners to reintroduce the natural process of burning in a predetermined area within controlled parameters in order to achieve specific purposes, as example, improving wildlife habitat or restoring and maintaining ecological sites (USDA 2009). Studies about fire effects on biota are few and recent in south brazilian grasslands. But they would be indispensable for improving decision-making process, since above all, conversion of older grasslands to recently burned vegetation can be achieved quickly and easily, but the opposite is a not true assertion. A legal prescribed burn plan maybe it could be one of the main strategies that would help to break and rethink the land conversion in highland grasslands of southern Brazil, a region that has experienced a natural coverage loss of circa 1,000 Km² per year (Cordeiro and Hasenack 2009). Insofar as theory, when an activity is legally protected, regulated and inspected, becomes attractive for more investments. Furthermore, could be an alternative for regional conservation units that shelter important grassland remnant, in sense to avoid hazards of accidental or natural fires and, in other hand, to promote appropriate fire regimes compatible with conservation purposes.

In sum, this study proved that a management that takes into account a presence of natural disturbance is essential to a maintenance of more diverse avifaunal in Highland Grasslands of South Brazil. Although more studies are needed with birds and further faunal groups (e.g. Pilliod et al 2003; Pedó et al 2010; Ferreira et al 2016) in order to recognize a pattern of faunal burn sensibilities and thenceforth to build conservation strategies for to establish management tools, we are aware that trends toward high-intensity changes in land use are in progress faster than ever. In view of this, a quickly and effective management strategy is needed in the way to brake grassland lost or fragmentation and avoid local extinction or range contraction of several globally threatened grassland birds that inhabit highland grasslands.

Acknowledgements

We are grateful to landowners that kindly allowed us access on their land to proceed with this study. We thank Tainhas State Park and Aparados da Serra National Park managers to permits and logistical support. We also thank Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS) for logistical support; Neotropical Grassland Conservancy (NGC) and PROEX Program for provided financial support to fieldworks; CNPq for a scholarship to MB (process: 131822/2015-2) and support to CSF (processes 303318/2013-9 and 457475/2012-9). We acknowledge Valério Pillar, Demétrio Guadagnin, Juan Pablo Isacch and anonymous reviewers for all suggestions that improved our manuscript. This study has been rendered legal status by SISBIO permit nº48645-1 and 2; DUC/SEMMA-RS permit nº 503-03/2015.

Conflicts of interest

The authors declare that they have no conflict of interest.

References

- Andrade BO, Koch C, Boldrini II, Vélez-Martin E, Hasenack H, Hermann J-M, Kollmann J, Pillar VD, Overbeck GE (2015) Grassland degradation and restoration: a conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. *Natureza & Conservação*, 13:95-104
- Andrade BO, Bonilha CL, Ferreira PMA, Boldrini II, Overbeck GE (2016) Highland grasslands at the Southern tip of the atlantic forest biome: management options and conservation challenges. *Oecologia Australis* 20:37-61
- Azpiroz AB, Isacch JP, Dias RA, Di Giacomo SA, Fontana CS, Palarea CM (2012) Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology* 83:217-246

- Barton PS, Ikin K, Smith AL, MacGregor C, Lindenmayer DB (2014) Vegetation structure moderates fire effects on bird assemblages in a heterogeneous landscape. *Landsc Ecol* 29:703–714
- Behling H (2002) South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology* 177:19-27
- Behling H, Pillar VD, Orlóci L, Bauermann SG (2004) Late Quaternary *Araucaria* forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology* 203:277–297
- Behling H, Pillar VD (2007) Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern *Araucaria* forest and grassland ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 362:243-251
- Belcher CM, Collinson ME, Scott A (2013) A 450-Million-Year history of fire. In: Belcher CM (ed) *Fire Phenomena and the Earth System: An Interdisciplinary Guide to Fire Science*, 1st edn. John Wiley & Sons, New York, pp 229-249
- Belton W (1994) *Aves do Rio Grande do Sul: Distribuição e biologia*. UNISINOS, São Leopoldo.
- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA, Musteo S (2000) *Bird census techniques*. Academic Press, London.
- Bohning-Gaese K (1997) Determinants of avian species richness at different spatial scales. *J Biogeogr* 24:49-60
- Boldrini II (2009) A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In *Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*. In: Pillar VD, Müller SC, Castilhos ZMS, Jacques AVA (eds). *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*, MMA, Brasília. pp 63-77
- Bond WJ, Woodward FI, Midgley GF (2005) The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* 165:525-538
- Bowman DMJS, Balch JK, Artaxo P et al (2009) Fire in the Earth system. *Science* 324:481-484

- Bradstock RA, Bedward M, Gill AM, Cohn JS (2005) Which mosaic? A landscape ecological approach for evaluating interactions between fire regimes, habitat and animals. *Wildl Res* 32:409-423
- Brockett BH, Biggs HC, van Wilgen BW (2001) A patch mosaic burning system for conservation in southern African savannas. *International Journal of Wildland Fire* 10:169–183
- Cardoni DA, Isacch JP, Iribarne O (2012) Effects of cattle grazing and fire on the abundance, habitat selection, and nesting success of the Bay-capped Wren-spinetail (*Spartonoica maluroides*) in coastal saltmarshes of the pampas region. *The Condor* 114: 803-811
- Collins SL, Calabrese LB (2012) Effects of fire, grazing and topographic variation on vegetation structure in tallgrass prairie. *J Veg Sci* 23:563–575
- Colwell RK, Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 345:101-18
- Colwell RK (2013) EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. University of Connecticut, USA. Persistent URLK <http://purl.oclc.org/estimates>. Accessed 20 March 2015
- Coppedge BR, Fuhlendorf SD, Harrell WC, Engle DV (2008) Avian community response to vegetation and structural features in grasslands managed with fire and grazing. *Biol Conserv* 141:1196-1203
- Cordeiro JLP, Hasenack H (2009) Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: Pillar VD, Müller- Dombois D, Castilhos ZMS, Jaques AVA (eds) *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade*, MMA, Brasília, pp. 285-299
- Derner JD, Lauenroth WK, Stapp P, Augustine DJ (2009) Livestock as ecosystem engineers for grassland bird habitat in the Western Great Plains of North America. *Rangeland Ecology & Management* 62:111-118
- Di Giacomo AG, Di Giacomo AS, Reboreda JC (2011) Effects of grassland burning on reproductive success of globally threatened Strange-tailed Tyrants *Alectrurus risora*. *Bird Conservation International* 21:411-422

- Dillehay DT, Calderón GA, Politis G, Beltrão MC (1992) Earliest hunters and gatherers of South America. *J. World Prehist.* 6:145–204
- Driscoll DA, Lindenmayer DB, Bennett AF et al (2010) Fire management for biodiversity conservation: key research questions and our capacity to answer them. *Biol Conserv* 143:1928-1939
- Dyke FV, Schmeling JD, Starkenburg S, Yoo SH, Stewart PW (2007) Responses of plant and bird communities to prescribed burning in tallgrass prairies. *Biodivers Conserv* 16:827-839
- Ferreira D, Mateus C, Santos X (2016) Responses of reptiles to fire in transition zones are mediated by bioregion affinity of species. *Biodivers. Conserv.* 25: 1543-1557
- Fidelis A, Delgado-Cartay MD, Blanco CC, Müller SC, Pillar VD, Pfadenhauer J (2010) Fire intensity and severity in Brazilian Campos grasslands. *Interciencia* 35:739–745
- Fidelis A, Pivello VR (2011) Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? *Biodiversidade Brasileira* 1:12-25
- Fidelis A, Blanco CC, Müller SC, Pillar VD, Pfadenhauer J (2012) Short-term changes caused by fire and mowing in Brazilian Campos grasslands with different long-term fire histories. *J Veg Sci* 23:552–562
- Fidelis A, Apezatto-da-Glória B, Pillar VD, Pfadenhauer J (2014) Does disturbance affect bud bank size and belowground structures diversity in Brazilian subtropical grasslands? *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 209:110-116
- Fontana CS, Rovedder C, Repenning M, Gonçalves ML (2008) Estado atual do conhecimento e conservação da avifauna dos Campos de Cima da Serra do sul do Brasil, Rio Grande do Sul e Santa Catarina. *Rev Bras Ornitol* 16:281–307
- Fontana CS, Repenning M, Rovedder CE (2009) Fauna Terrestre: Aves. In: Boldrini II (ed) *Biodiversidade dos campos do Planalto das Araucárias*, MMA, Brasília, pp. 159–207
- Fontana CS, Bencke GA (2015) Biodiversidade de aves. In: Pillar VP, Lange O (ed) *Os campos do sul. Rede Campos Sulinos – UFRGS, Porto Alegre*, pp 91-99
- Fox J (2008) *Applied Regression Analysis and Generalized Linear Models*, 2nd Ed. Sage Publications Inc, California 664p

- Fox J, Weisberg S (2011) car: Companion to applied regression. Rpackage Version 2.1-4.
<https://cran.r-project.org>
- Fuhlendorf SD, Harrell WC, Engle DM, Hamilton RG, Davis CA, Leslie DM (2006) Should heterogeneity be the basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing. *Ecol Appl* 16:1706-1716
- Grant TA, Madden EM, Shaffer TL, Dockens JS (2010) Effects of prescribed fire on vegetation and passerine birds in northern mixed-grass prairie. *Journal of Wildlife Management* 74:1841-1851
- Hardesty J, Myers R, Fulks W (2005) Fire, ecosystems and people: a preliminar assessment off ire as a global conservation issue. *Fire Management* 22:78-87
- Henwood WD (2010) Toward a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. *Great Plains Research* 20:121-134
- Heringer I, Jacques AVA (2002) Composição florística de uma pastagem natural submetida a queima e manejos alternativos. *Ciência Rural* 32:315-321
- Hovick TH, Miller JR, Dinsmore SJ, Engle DM, Debinski DM, Fuhlendorf SD (2012) Effects of fire and grazing on Grasshopper Sparrow nest survival. *Journal of Wildlife Management* 76:19-27
- Isacch JP, Martínez MM (2001) Estacionalidad y relaciones con la estructura del hábitat de la comunidad de aves de pastizales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 12:345-354
- Isacch JP, Holz S, Ricci L, Martínez MM (2004) Post-fire vegetation change and bird use of salt marsh in coastal Argentina. *Wetland* 24:235-243
- IUCN (2016) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2.
<http://www.iucnredlist.org>. Accessed:15 December 2016
- Jacques AVA (2003) A queima das pastagens naturais – efeitos sobre o solo e a vegetação. *Ciência Rural* 33:177-181

- Kelly LT, Nimmo DG, Spence-Bailey LM, Haslem A, Watson SJ, Clarke MF, Bennett AF (2011) The influence of fire history on small mammal distributions: insights from a 100-year post-fire chronosequence. *Diversity and Distributions* 17:462-473
- Keeley JE, Rundel PW (2005) Fire and the Miocene expansion of C4 grasslands. *Ecology Letters* 8:683-690
- Keeley JE, Bond WJ, Bradstock RA, Pausas JP, Rundel PW (2011) Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management. Cambridge University Press, New York
- Kirkpatrick C, Destefano S, Mannan RW, Lloyd J (2002) Trends in abundance of grassland birds following a spring prescribed burn in Southern Arizona. *Southwestern Naturalist* 47:282-292
- Knapp AK, Blair JM, Briggs JM, Collins SL, Hartnett DC, Johson LC, Towne EG (1999) The keystone role of bison in North American tallgrass prairie. *BioScience* 49:39-50
- Lavorel S (1999) Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. *Divers Distrib* 5:3-13
- Legendre P, Legendre L (1998) Numerical Ecology. Second english edition. Elsevier, Amsterdam.
- Leite PF, Klein RM (1990) Vegetação. In: IBGE (ed) Geografia do Brasil: Região Sul. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, pp 113–150
- Madden EM, Hansen AJ, Murphy RK (1999) Influence of prescribed fire history on habitat and abundance of passerine birds in northern mixed-grass prairie. *Canadian Field-Naturalist* 113:627-640
- Matzenauer R, Radin B, Almeida IR (eds) (2011) Atlas Climático: Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO)
- Müller SC, Overbeck GE, Pfadenhauer J, Pillar VD (2007) Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. *Plant Ecol* 189:1–14
- Müller SC, Overbeck GE, Blanco CC, Oliveira JM, Pillar VP (2012) South Brazilian Forest-Grassland Ecotones: dynamics affected by climate, disturbance and woody species traits. In:

- Myster RW (ed) *Ecotones Between Forest and Grassland*, Springer Science+Business Media, New York, pp 167-187
- Nabinger C, Moraes A, Marschin GE (2000) Campos in Southern Brazil. In: Lemaire G, Hodgson JG, Moraes A, Nabinger C, Carvalho PCF (eds) *Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology*. Wallingford, CABI, pp. 355-376
- Oksanen J (2015) *Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial*. 43p. <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>. Accessed 15 December 2016
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlenn D, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, Wagner H (2015) *Vegan: Community Ecology Package*. Rpackage Version 2.4-1. <https://cran.r-project.org>. Accessed 18 December 2016
- Oliveira-Filho AT, Fontes MAL (2000) Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810
- Overbeck GE, Müller SC, Pillar VD, Pfadenhauer J (2005) Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. *J of Vegetation Science* 16:655-664
- Overbeck GE, Müller SC, Fidelis A, Pfadenhauer J, Pillar VD, Blanco C, Boldrini II, Both R, Forneck ED (2007) Brazil's neglected biome: the Southern Campos. *Perspectives in Plant Ecology and Systematics* 9:101–116
- Overbeck GE, Hermann J-M, Andrade BO, Boldrini II, Kiehl K, Kirmer A, Koch C, Kollmann J, Meyer ST, Müller SC, Nabinger C, Pilger GE, Trindade JPP, Vélez-Martin E, Walker EA, Zimmermann DG, Pillar VD (2013) Restoration Ecology in Brazil – Time to Step Out of the Forest. *Natureza & Conservação* 11:92-95
- Overbeck GE, Vélez-Martin E, Scarano FR, Lewinsohn TM, Fonseca CR, Meyer ST, Müller SC, Ceotto P, Dadalt L, Durigan G, Ganade G, Gossner MM, Guadagnin DL, Lorenzen K, Jacobi CM, Weisser WW, Pillar VD (2015) Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions* 21:1455-1460

- Pacheco JF, Agne CEQ (2016) Species lists of birds for South American countries and territories: Brazil. Version 15 march 2016.
<http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCCountryLists.htm>. Accessed 10 January 2017
- Parr CL, Andersen AN (2006) Patch mosaic burning for biodiversity conservation: a critique of the pyrodiversity paradigm. *Conserv Biol* 20:1610–1619
- Parr CL, Lehmann CER, Bond WJ, Hoffmann WA, Andersen AN (2014) Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends in Ecology & Evolution* 29:205-213
- Pausas JG, Keeley JE (2009) A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience* 59:593-60
- Pedó E, Freitas TRO, Hartz SM (2010) The influence of fire and livestock grazing on the assemblage of non-flying small mammals in grassland-Araucaria Forest ecotones, Southern Brazil. *Zoologia* 27:533-540
- Petry MV, Krüger L (2010) Frequent use of burned grasslands by the vulnerable Saffron-Cowled Blackbirds *Xanthopsar flavus*: implications for the conservation of the species. *J Ornithol* 151:599-605
- Piacentini VQ, Aleixo A, Agne CE et al (2015) Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *R. Bras. de Ornith.* 23:91-298
- Pillar VD, Quadros FLF (1997) Grassland-forest boundaries in Southern Brazil. *Coenoses* 12:119- 126
- Pillar VP, Véllez E (2010) Extinção dos Campos Sulinos em unidades de conservação: um fenômeno natural ou um problema ético? *Natureza & Conservação* 8:84-86
- Pilliod DS, Bury RB, Hyde EJ, Pearl CA, Corn OS (2003) Fire and amphibians in North America. *Forest Ecology and Management* 178:163-181
- Pillsbury FC, Miller JR, Debinski DM, Engle D (2011) Another tool in the toolbox? Using fire and grazing to promote bird diversity in highly fragmented landscapes. *Ecosphere* 2:1-14

- Podgaiski LR, Goldas CS, Ferrando CPR, Silveira FS, Joner F, Overbeck GE, Mendonça-JR MSM, Pillar VP (2014) Burning effects on detritivory and litter decay in Campos grasslands. *Aust Ecol* 39:686–695
- Powell AF (2006) Effects of prescribed burns and bison (*Bos bison*) grazing on breeding bird abundances in tallgrass prairie. *Auk* 123:183-197
- Quadros LF, Pillar VP (2000) Effects of burning and grazing on grasslands in Southern Brazil. *Proc. IAVS Symposium*. Opulus Press Uppsala, Sweden, pp 255-257
- Razali NM, Wah YB (2011) Power comparisons of Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors and Anderson-Darling tests. *J. of Statistical Modeling and Analytics* 2:21-33
- R Development Core Team (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org>. Accessed January 2016
- Reinking DL (2005). Fire regimes and avian responses in the central tallgrass prairie. *Stud. Avian Biol.* 30:116-126
- Repenning M, Rovedder CE, Fontana CS (2010) Distribuição e biologia de aves nos campos de altitude do sul do Planalto Meridional Brasileiro. *Rev Bras Ornitol* 18:283–306
- Repenning M, Fontana CS (2016) Breeding biology of the Tropeiro Seedeater (*Sporophila beltoni*). *Auk* 133:484-496
- Ribeiro CM, Quadros FLF (2015) Valor histórico e econômico da pecuária. In: Pillar VP, Lange O (ed) *Os campos do sul*. Rede Campos Sulinos – UFRGS, Porto Alegre, pp 20-31
- Roberts AJ, Boal CW, Weater DB, Rideout-Hanzak S, Whitlaw HA (2012) Grassland bird community response to large wildfires. *The Wilson Jour. of Ornitho.* 124:24-30
- Scott AC (2010) Charcoal recognition, taphonomy and uses in palaeoenvironmental analysis. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 291:11-39
- Simon MF, Grether R, de Queiroz LP, Skema C, Pennington RT, Hughes CE (2009) Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proc of the N A of Sciences of the USA* 106: 20359-20364

- Soriano A, Le ´On RJC, Sala OE, Lavado S, Deregibus VA, Cauhep’e MA, Scaglia OA, Vel´Asquez ACA, Lemcoff JH (1991) R´ıo de la Plata Grasslands. In: Coupland RT (ed) *Ecosystems of the world 8A, natural grasslands, introduction and Western Hemisphere*, Elsevier, New York, pp 367-407
- SPSS Inc. Released (2009) *PASW Statistics for Windows, Version 17.0*. Chicago: SPSS Inc.
- Taylor RS, Watson SJ, Nimmo DG, Kelly LT, Bennett AF, Clarke MF (2012) Landscape-scale effects of fire on bird assemblages: Does pyrodiversity beget biodiversity? *Diversity and Distributions* 18:519-529
- Ter Braak CJF (1986) Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67:1167-1179
- Tews J, Brose U, Grimm V et al (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J Biogeogr* 31:79-92
- USDA – United States Department of Agriculture (2009) *Prescribed burning. Conservation Practice* 338. 12p
- Veldman JW, Buisson E, Durigan G, Fernandes GW, Le Stradic S, Mahy G, Negreiros D, Overbeck GE, Veldman RG, Zaloumis NP, Putz FE, Bond WJ (2015) Towards an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13: 154-162
- Watson SJ, Taylor RS, Nimmo DG, Kelly LT, Haslem A, Clarke MF, Bennett AF (2012) Effects of time-since-fire on bird species: How informative are generalized fire-response curves for conservation management? *Ecological Applications* 22:685-696

Supplementary material

Table 3. Abundance (relative percent to sum of all individuals), incidence and the maximum number of bird individuals (n) per sample unit, with statistically significant differences ($p \leq 0.05$) between n values from two management types of grassland vegetation in South Brazilian Highland Grasslands. Data obtained from 80 point counts rejoinders three times during breeding season, from November of 2015 to January of 2016. P -values are based on Wilcoxon rank-sum test (W). Global conservation status follow IUCN (2016): LC, least concern; NT, near threatened; VU, vulnerable; EN, endangered. Bird nomenclature and taxonomic ordination follows South American Classification Committee – SACC (Pacheco and Agne 2016).

| Family/Taxon/Common name | Relative abundance | | Incidence of observation | | Management type of grassland vegetation | | | | Conservation status | Code | |
|---|--------------------|--|--------------------------|--|---|-----|-----------------|-----|----------------------|-------------|------|
| | % | | % | | Frequently burned | | Burned excluded | | | | |
| | | | | | n | n | n | n | p -value | p (W) | |
| Tinamidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhynchotus rufescens</i> (Red-winged Tinamou) | 1.46 | | 15.00 | | 1 | 12 | | | 0.002 (599,5) | LC | Rruf |
| <i>Nothura maculosa</i> (Spotted Nothura) | 1.46 | | 13.75 | | 11 | 2 | | | 0.022 (942) | LC | Nmac |
| Anatidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Amazonetta brasiliensis</i> (Brazilian Teal) | 2.02 | | 5.00 | | 4 | 14 | | | 0.969 (798) | LC | Abra |
| Ardeidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Butorides striata</i> (Striated Heron) | 0.11 | | 1.25 | | 0 | 1 | | | * | LC | Bstr |
| <i>Syrigma sibilatrix</i> (Whistling Heron) | 0.11 | | 1.25 | | 1 | 0 | | | * | LC | Ssib |
| Threskiornithidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Theristicus caudatus</i> (Buff-necked Ibis) | 2.69 | | 6.25 | | 24 | 0 | | | * | LC | Tcau |
| Cathartidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Cathartes aura</i> (Turkey Vulture) | 0.22 | | 1.25 | | 0 | 2 | | | * | LC | Caur |
| <i>Coragyps atratus</i> (Black Vulture) | 0.22 | | 1.25 | | 2 | 0 | | | * | LC | Catr |
| Accipitridae | | | | | | | | | | | |
| <i>Buteogallus meridionalis</i> (Savanna Hawk) | 0.22 | | 2.50 | | 2 | 0 | | | * | LC | Bmer |
| <i>Rupornis magnirostris</i> (Roadside Hawk) | 0.11 | | 1.25 | | 1 | 0 | | | * | LC | Rmag |
| <i>Geranoaetus albicaudatus</i> (White-tailed Hawk) | 0.22 | | 1.25 | | 0 | 2 | | | * | LC | Galb |
| <i>Geranoaetus melanoleucus</i> (Black-chested Buzzard-Eagle) | 0.11 | | 1.25 | | 1 | 0 | | | * | LC | Gmel |
| Rallidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Aramides saracura</i> (Slaty-breasted Wood-Rail) | 0.11 | | 1.25 | | 0 | 1 | | | * | LC | Asar |
| <i>Laterallus leucopyrrhus</i> (Red-and-white Crane) | 0.67 | | 7.50 | | 1 | 5 | | | 0.093 (720) | LC | Lleu |
| <i>Pardirallus sanguinolentus</i> (Plumbeous Rail) | 0.45 | | 3.75 | | 2 | 2 | | | 0.588 (781) | LC | Psan |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------|--|------|-------|----|----|-----------------------|----|------|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| Charadriidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Vanellus chilensis</i> (Southern Lapwing) | 3.93 | 26.25 | 24 | 11 | 0.040 (965.5) | LC | Vchi | | | | | | | | | | | | |
| Scolopacidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Gallinago paraguaiiae</i> (South American Snipe) | 0.67 | 7.50 | 5 | 1 | 0.093 (880) | LC | Gpar | | | | | | | | | | | | |
| Jacaniidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Jacana jacana</i> (Wattled Jacana) | 0.11 | 1.25 | 0 | 1 | * | LC | Jjac | | | | | | | | | | | | |
| Columbidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Patagioenas picazuro</i> (Picazuro Pigeon) | 0.45 | 3.75 | 4 | 0 | * | LC | Ppic | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Patagioenas cayennensis</i> (Pale-vented Pigeon) | 0.22 | 1.25 | 2 | 0 | * | LC | Pcay | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Zenaida auriculata</i> (Eared Dove) | 0.11 | 1.25 | 1 | 0 | * | LC | Zaur | | | | | | | | | | | | |
| Strigidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Athene cucularia</i> (Burrowing Owl) | 0.11 | 1.25 | 1 | 0 | * | LC | Acun | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Asio flammeus</i> (Short-eared Owl) | 0.22 | 2.50 | 0 | 2 | * | LC | Afla | | | | | | | | | | | | |
| Trochilidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Chlorostilbon lucidus</i> (Glittering-bellied Emerald) | 0.67 | 6.25 | 0 | 6 | * | LC | Cluc | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Leucochloris albicollis</i> (White-throated Hummingbird) | 0.22 | 2.50 | 0 | 2 | * | LC | Lalb | | | | | | | | | | | | |
| Picidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Colaptes campestris</i> (Campo Flicker) | 3.93 | 25.00 | 28 | 7 | 0.002 (1037.5) | LC | Ccam | | | | | | | | | | | | |
| Cariamiidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Cariama cristata</i> (Red-legged Seriema) | 0.22 | 2.50 | 1 | 1 | 1.000 (800) | LC | Ccri | | | | | | | | | | | | |
| Falconidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Caracara plancus</i> (Southern Caracara) | 1.57 | 13.75 | 13 | 1 | 0.003 (981.5) | LC | Cpla | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Milvago chimachima</i> (Yellow-headed Caracara) | 0.45 | 5.00 | 2 | 2 | 1.000 (800) | LC | Mcha | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Milvago chimango</i> (Chimango Caracara) | 1.57 | 16.25 | 7 | 7 | 0.809 (816.5) | LC | Mcho | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Falco sparverius</i> (American Kestrel) | 0.70 | 7.50 | 7 | 0 | * | LC | Fspa | | | | | | | | | | | | |
| Rhinocryptidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Scytalopus iratensis</i> (Marsh Tapaculo) | 0.90 | 10.00 | 0 | 8 | * | EN | Sira | | | | | | | | | | | | |
| Furnariidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Furnarius rufus</i> (Rufous Hornero) | 0.56 | 3.75 | 5 | 0 | * | LC | Fruf | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Cinclodes pabsti</i> (Long-tailed Cinclodes) | 0.34 | 3.75 | 3 | 0 | * | NT | Cpab | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Phacellodomus srraticollis</i> (Freckle-breasted Thornbird) | 0.22 | 2.50 | 1 | 1 | 1.000 (800) | LC | Pstr | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Anumbius amumbi</i> (Firewood-gatherer) | 2.02 | 12.50 | 15 | 3 | 0.009 (956) | LC | Aann | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Limnortyx rectirostris</i> (Straight-billed Reedhaunter) | 0.79 | 6.25 | 1 | 6 | 0.165 (739) | NT | Lrec | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Synallaxis spixi</i> (Spix's Spinetail) | 0.34 | 3.75 | 0 | 3 | * | LC | Sspi | | | | | | | | | | | | |
| Tyrannidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| | | | | | | | |
|---|------|-------|----|----|-------------------------|----|------|
| <i>Elaenia parvirostris</i> (Small-billed Elaenia) | 0.22 | 2.50 | 1 | 1 | 1.000 (800) | LC | Epar |
| <i>Serpophaga subcristata</i> (White-crested Tyrannulet) | 0.34 | 2.50 | 0 | 3 | * | LC | Ssub |
| <i>Xolmis cinereus</i> (Gray Monjita) | 1.46 | 13.75 | 11 | 2 | 0.005 (975.5) | LC | Xcin |
| <i>Xolmis dominicanus</i> (Black-and-white Monjita) | 2.47 | 16.25 | 9 | 13 | 0.713 (775) | VU | Xdom |
| <i>Pitangus sulphuratus</i> (Great Kiskadee) | 3.37 | 23.75 | 22 | 8 | 0.023 (975.5) | LC | Psul |
| <i>Tyrannus melancholicus</i> (Tropical Kingbird) | 1.57 | 15.0 | 10 | 4 | 0.194 (884) | LC | Tmel |
| <i>Tyrannus savana</i> (Fork-tailed Flycatcher) | 2.81 | 25.00 | 19 | 6 | 0.010 (1002.5) | LC | Tsav |
| <i>Myiarchus swainsoni</i> (Swainson's Flycatcher) | 0.11 | 1.25 | 0 | 1 | * | LC | Mswa |
| Corvidae | | | | | | | |
| <i>Cyanocorax caeruleus</i> (Azure Jay) | 0.22 | 1.25 | 0 | 2 | * | NT | Ccae |
| Hirundinidae | | | | | | | |
| <i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Blue-and-white Swallow) | 2.02 | 11.25 | 1 | 17 | 0.012 (657.5) | LC | Pcya |
| <i>Progne tapera</i> (Brown-chested Martin) | 0.22 | 2.50 | 1 | 1 | 1.000 (800) | LC | Ptap |
| <i>Tachycineta leucorrhoa</i> (White-rumped Swallow) | 5.27 | 35.00 | 32 | 15 | 0.096 (947) | LC | Tleu |
| Troglodytidae | | | | | | | |
| <i>Troglodytes aedon</i> (House Wren) | 0.90 | 8.75 | 4 | 4 | 0.730 (818) | LC | Taed |
| Turdidae | | | | | | | |
| <i>Turdus rufiventris</i> (Rufous-bellied Thrush) | 0.11 | 1.25 | 0 | 1 | * | LC | Truf |
| <i>Turdus amaurochalinus</i> (Creamy-bellied Thrush) | 0.11 | 1.25 | 0 | 1 | * | LC | Tama |
| Mimidae | | | | | | | |
| <i>Mimus saturninus</i> (Chalk-browed Mockingbird) | 0.56 | 3.75 | 5 | 0 | * | LC | Msat |
| Motacillidae | | | | | | | |
| <i>Anthus nattereri</i> (Ochre-breasted Pipit) | 2.36 | 25.00 | 20 | 1 | < 0.000 (1160.5) | VU | Anat |
| <i>Anthus hellmayri</i> (Hellmayr's Pipit) | 6.40 | 61.25 | 34 | 23 | 0.034 (998) | LC | Ahel |
| Thraupidae | | | | | | | |
| <i>Stephanophorus diadematus</i> (Diademed Tanager) | 0.11 | 1.25 | 0 | 1 | * | LC | Sdia |
| <i>Thraupis sayaca</i> (Sayaca Tanager) | 0.11 | 1.25 | 1 | 0 | * | LC | Tsay |
| <i>Donacospiza albifrons</i> (Long-tailed Reed Finch) | 1.68 | 13.75 | 2 | 13 | 0.004 (623.5) | LC | Dalb |
| <i>Poospiza nigrorufa</i> (Black-and-rufous Warbling-Finch) | 0.11 | 1.25 | 0 | 1 | * | LC | Pnig |
| <i>Poospiza cabanisi</i> (Gray-throated Warbling-Finch) | 0.11 | 1.25 | 0 | 1 | * | LC | Pcab |
| <i>Sicalis flaveola</i> (Saffron Finch) | 0.90 | 7.50 | 2 | 6 | 0.381 (758) | LC | Sfla |
| <i>Sicalis luteola</i> (Grassland Yellow-Finch) | 4.15 | 26.25 | 7 | 30 | 0.009 (590.5) | LC | Slut |
| <i>Emberizoides ypiranganus</i> (Lesser Grass-Finch) | 7.97 | 51.25 | 12 | 59 | < 0.000 (274) | LC | Eypi |
| <i>Embernagra platensis</i> (Great Pampa-Finch) | 4.49 | 37.50 | 5 | 35 | < 0.000 (356.5) | LC | Epla |
| <i>Sporophila melanogaster</i> (Black-bellied Seedeater) | 2.13 | 17.50 | 5 | 14 | 0.026 (646.5) | NT | Smel |

| | | | | | | | |
|---|------|-------|----|----|-----------------|----|------|
| <i>Sporophila caeruleascens</i> (Double-collared Seedeater) | 0.11 | 1.25 | 0 | 1 | * | LC | Scae |
| Emberizidae | | | | | | | |
| <i>Ammodramus humeralis</i> (Grassland Sparrow) | 0.56 | 6.25 | 5 | 0 | * | LC | Ahum |
| <i>Zonotrichia capensis</i> (Rufous-collared Sparrow) | 6.61 | 52.50 | 17 | 41 | < 0.000 (439.5) | LC | Zcap |
| Parulidae | | | | | | | |
| <i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Masked Yellowthroat) | 0.90 | 8.75 | 1 | 7 | 0.049 (699.5) | LC | Gaeq |
| Icteridae | | | | | | | |
| <i>Cacicus chrysopterus</i> (Golden-winged Cacique) | 0.22 | 1.25 | 0 | 2 | * | LC | Cchr |
| <i>Gnorimopsar chopi</i> (Chopi Blackbird) | 4.26 | 10.00 | 38 | 0 | * | LC | Gcho |
| <i>Xanthopsar flavus</i> (Saffron-cowled Blackbird) | 0.79 | 2.50 | 7 | 0 | * | VU | Xfla |
| <i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Yellow-rumped Marshbird) | 3.14 | 8.75 | 16 | 12 | 0.746 (783) | LC | Pgui |
| <i>Agelaioides badius</i> (Grayish Baywing) | 0.22 | 1.25 | 2 | 0 | * | LC | Abad |
| Fringillidae | | | | | | | |
| <i>Spinus magellanicus</i> (Hooded Siskin) | 0.34 | 2.50 | 3 | 0 | * | LC | Smag |

*. means that *n* values are very small to proceed with significance analysis.

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26

CAPÍTULO 2.

O uso do fogo pode contribuir para a conservação da avifauna nos campos de altitude do sul do Brasil?

Artigo a ser submetido para publicação no periódico *Natureza & Conservação (Brazilian Journal for Nature Conservation)*

(Posteriormente será feita a tradução para o inglês)

27 *Research Letters*

28

29 **O uso do fogo pode contribuir para a conservação da avifauna nos campos de**
30 **altitude do sul do Brasil?**

31 Maurício Bettio^a & Carla Suertegaray Fontana^a

32

33 ^aPUCRS - Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-
34 graduação em Zoologia, Museu de Ciências e Tecnologia, Laboratório de Ornitologia,
35 Avenida Ipiranga, 6681, CEP 90619-900, Porto Alegre, RS, Brasil.

36

37

38

39

40

41

42

43

44

45

46

47

48

49

50

51

52 **Abstract**

53 Fire occurrence in grasslands that evolved under disturbance is a historic trait that
54 modulate vegetation and faunal communities around the World. We compared
55 variations on vegetation features and changes in bird community in a pre and post
56 burned event, in relation to typical management where fire has been used periodically
57 during decades by humans, in South Brazilian Highland Grasslands. We discuss our
58 results in sense to highlight about possibility to actively manage private properties and
59 UC's using prescribed burns to achieve grassland and bird conservation. We carried out
60 surveys using point counts in four areas during 2015/2016 spring and found
61 significantly changes in vegetation structure in a pre and post burned and typical
62 management type. Only bird composition was altered due the event. Threatened birds
63 demonstrated a selective site-preference, corroborating that an active management can
64 be a bias to maintain grassland-dependent birds in regions historically affected by burns.

65

66 **Keywords**

67 Grassland conservation

68 Threatened birds

69 Active management

70 Prescribed burns

71 Resilience

72

73

74

75

76

77 **Introdução**

78 Os Campos de Altitude do Sul do Brasil (CASB) ocupam as áreas de relevo mais
79 elevado desde o Estado do Paraná, partes do centro-leste de Santa Catarina, até porções
80 ao norte e, sobretudo, nordeste do Rio Grande do Sul (RS). É no RS que se concentra a
81 maior parte desses campos, onde ocorrem em mosaicos juntamente com formações
82 florestais, como a Mata Atlântica e Mata com Araucária, além de banhados e rios.
83 Nessa região o domínio dos campos é anterior a chegada das florestas (Behling et al.,
84 2005), por isso sua co-evolução com herbívoros pastadores é reconhecida como um dos
85 fatores-chave para a manutenção da paisagem campestre e a não expansão da floresta
86 sobre o campo nas condições climáticas atuais, onde teoricamente as florestas teriam
87 vantagem dominativa (Pillar e Quadros, 1997).

88 No RS a expansão recente de monocultivos e florestamentos por espécies exóticas já
89 conduziu a diminuição das áreas campestres naturais em mais de 50%. Visto que os
90 campos de altitude do RS possuem uma rica diversidade de flora e fauna, torna-se
91 preocupante o futuro para a conservação das espécies que dependem totalmente dos
92 campos, o que somente para as aves representa 15% das espécies que ocorrem no
93 Estado (\pm 100 táxons). Em SC e PR este cenário é ainda mais intenso devido ao
94 histórico precoce da transformação da paisagem campestre para o uso agrícola.

95 Por isso, estudos que visam entender como a comunidade de aves campestres responde
96 as modificações antrópicas nos CASB tornam-se um interessante campo de pesquisa.
97 Ainda que discussões sobre o uso do fogo e outras formas de manejo da vegetação
98 campestre dentro e fora de UC's nos CASB tenham ganhado maior foco de pesquisas
99 apenas a partir da última década (*p.e.* Pillar e Vélez, 2010), pouco se discutiu sobre o
100 impacto das queimadas na comunidade de aves. No sistema tradicional de pecuária
101 extensiva regional, o uso do fogo tem sido empregado por fazendeiros desde o século

102 17, como a principal forma de proporcionar o aporte de vegetação mais palatável ao
103 gado após o inverno. Estudos em outras regiões campestres do mundo apontam que esta
104 prática pode trazer benefícios à comunidade de aves, desde que utilizada de forma
105 planejada e controlada, sendo capaz de proporcionar a presença de uma comunidade
106 mais heterogênea, com maior número de espécies dependentes de campos presente num
107 mesmo mosaico de paisagens (Fuhlendorf et al., 2006; Pillsbury et al., 2011). Nos
108 CASB esta realidade está somente agora sendo interpretada e descrita para a
109 comunidade de aves (Bettio e Fontana *in prep.*, 2017). Por outro lado, a aplicação
110 descontrolada das queimadas em anos consecutivos sobre uma matriz campestre
111 contínua, bem como sua exclusão completa pode resultar em perda expressiva da
112 composição de aves, o que resultaria na extinção local de espécies tipicamente
113 campestres em ambos os casos.

114 Atualmente, no nordeste do RS, o uso do fogo como forma de manejo da vegetação
115 campestre é ambíguo. Em áreas particulares é autorizado somente em alguns municípios
116 mediante licença ambiental – *p.e.* São Francisco de Paula (Lei Municipal nº 2.924/2013).
117 Já em áreas de domínio público, como em UC's, a única prática implementada, através
118 dos planos de manejo, é a aplicação prescrita do fogo como forma de manutenção de
119 aceiros, para evitar queimadas acidentais e/ou criminosas sobre a vegetação. Embora
120 seu uso no manejo da pecuária ou para evitar desastres por fogo indevido em UC's seja
121 importante do ponto de vista sócio-econômico e ambiental, há que se pensar, a exemplo
122 de outras realidades bem sucedidas (ver Driscoll et al., 2010), em aliar o manejo ativo
123 através da queima de campo à conservação da biodiversidade, visto que os CASB
124 evoluíram sob a ação do fogo desde antes da chegada dos humanos e porque a pecuária
125 extensiva é reconhecida como uma atividade econômica que pode contribuir a

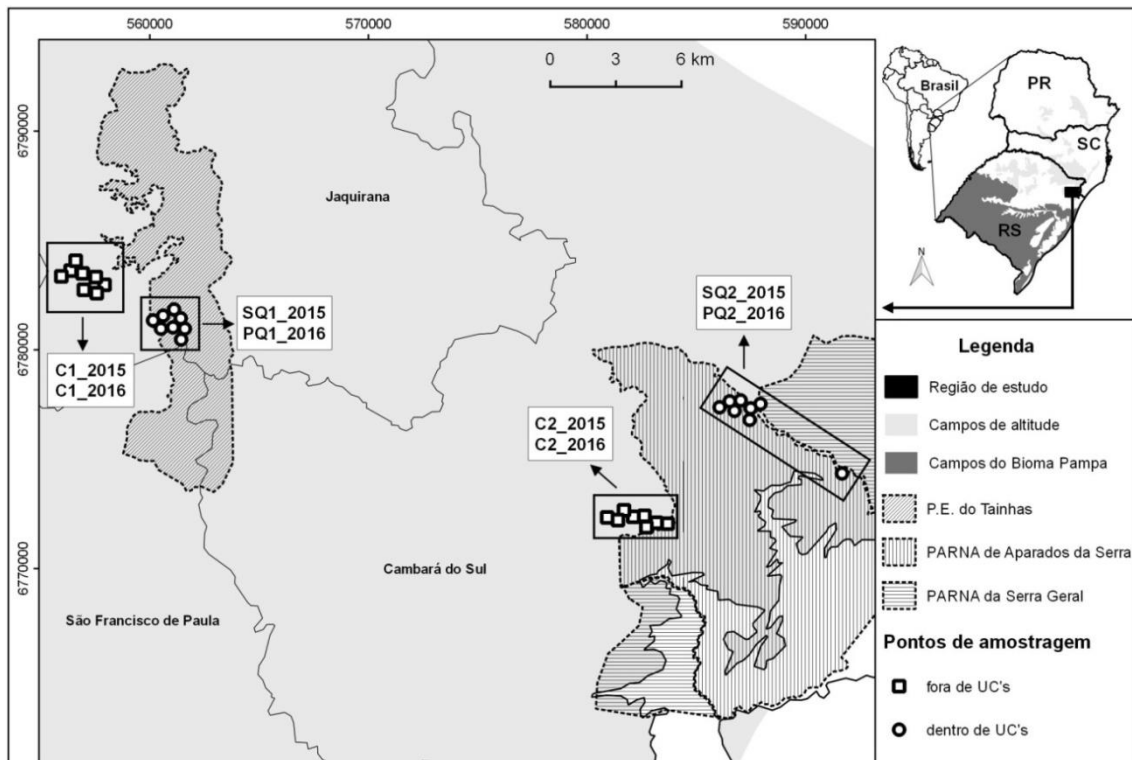
126 conservação da biodiversidade nos campos do sul do Brasil (Andrade et al., 2016;
127 Fontana et al., 2016).
128 Tendo em vista a queima acidental da vegetação campestre no local dos estudos no ano
129 de 2016, em áreas que se encontravam excluídas de queima por um período de 10-15
130 anos dentro de UC's no nordeste do RS (doravante denominada área sem queima ou
131 SQ), vimos a oportunidade de agregar as informações que havíamos coletado
132 anteriormente às informações obtidas após a queima (PQ) para satisfazer os seguintes
133 objetivos: (1) comparar a estrutura da vegetação campestre entre os períodos pré e pós
134 queima de SQ com áreas de referência onde o histórico de queima é anual (áreas
135 regularmente queimadas ou C); (2) verificar os efeitos da queima sobre a riqueza,
136 abundância, composição, diversidade e dominância das aves entre os períodos pré e pós
137 queima (SQ e PQ) com as áreas de referência (C); (3) utilizar os resultados para
138 fomentar o início de discussões sobre o uso do fogo como forma de manejo da
139 vegetação campestre vinculado a conservação da avifauna dentro e fora de Unidades de
140 Conservação nos Campos de Altitude do Sul do Brasil.

141 **Material e Métodos**

142 *Descrição da área de estudo*

143 Os Campos de Altitude do Sul do Brasil (CASB) compreendem cerca de 60.000 km²,
144 estendendo-se desde a metade sul do Estado do PR até a porção setentrional do RS
145 (Figura 1). A paisagem é formada por um mosaico campestre entremeado por riachos,
146 banhados e turfeiras, além de capões de floresta com *Araucaria* e a mata nebulosa
147 próxima às escarpas do leste do planalto. O relevo é ondulado, com altitude variando
148 entre 800 e 1000 m na região de estudo. A precipitação anual varia de 1600 a 2000 mm

149 e as médias de temperatura ficam entre 16 e 22 °C, podendo gear ou nevar durante o
150 inverno.



151

152 **Figura 1. Região de estudo e localização dos sítios amostrais nos Campos de Altitude do**
153 **nordeste do Rio Grande do Sul, com a representação das áreas e períodos de amostragem:**
154 **C1_2015, C1_2016, C2_2015, C2_2016 = campos com queima anual ou bianual; SQ1_2015,**
155 **SQ2_2015 = campos excluídos de queima até 2015; PQ1_2016, PQ2_2016 = campos**
156 **queimados em 2016 após longo período sob exclusão de queima. Para mais detalhes dos**
157 **acrônimos vide Delineamento.**

158 Tradicionalmente, a vocação econômica dos CASB é a pecuária extensiva para corte.

159 Secundariamente, predominam a monocultura de *Pinus* sp. e plantios agrícolas de

160 hortaliças e legumes. Sendo a atividade mais antiga da região, a pecuária evoluiu

161 consigo formas de manter a vegetação campestre mais atrativa e palatável a herbivoria -

162 o fogo antrópico - visto que durante o inverno o pasto torna-se mais denso e seco e

163 assim menos atrativo e nutritivo para o gado. Para proporcionar o rebrote do pasto

164 nativo após a estação fria, os proprietários de terra têm utilizado a queima anual ou

165 bianual dos campos como a principal forma de manejo. Embora seja descrito que a

166 vegetação nos CASB evoluiu sob a concomitância da herbivoria de pastadores já

167 extintos e a influência de queimadas periódicas (Müller et al., 2012), é sabido que o

168 regime natural de queimadas tem sido alterado desde 7.400 anos atrás (Behling e Pillar,
169 2007), provavelmente devido às intervenções geradas pela chegada dos primeiros
170 humanos na região. Já no século 17, com a introdução do gado, essa alteração tornou-se
171 ainda mais intensa, perdurando até os dias atuais.

172 *Delineamento*

173 Conduzimos amostragens em quatro áreas localizadas na região dos CASB, sendo duas
174 áreas situadas dentro de UC's (Parque Nacional de Aparados da Serra e Parque Estadual
175 do Tainhas) e outras duas em propriedades particulares (Figura 1). Em todos os locais a
176 vegetação campestre é tida como a formação clímax original e a pecuária extensiva
177 corresponde a atividade econômica historicamente empreendida nos locais. As áreas
178 amostrais compreenderam os seguintes tipos de manejo: C1_2015 / C1_2016 / C2_2015
179 / C2_2016 (C = campo controle) locais onde a vegetação campestre foi submetida a
180 queima nos anos de 2015 e 2016. Correspondem a locais que tem incidência de fogo
181 antrópico, anual ou bianual (aplicado entre meados dos meses de julho e setembro), pelo
182 menos durante os últimos 50 anos (Figura 5 – material suplementar). SQ1_2015 /
183 PQ1_2016 / SQ2_2015 / PQ2_2016 (SQ = campo sem queima; PQ = pós queima de
184 SQ) locais onde a vegetação campestre encontrava-se sob exclusão de queima no ano de
185 2015 desde um período de 10-15 anos, sendo totalmente queimada entre os meses de
186 julho e agosto de 2016 (Figura 6 e Figura 7 do Material suplementar). Os acrônimos
187 mencionados (C, SQ, PQ) indicam o tipo de manejo empregado nas áreas nos referidos
188 anos amostrados (2015, 2016).

189 Amostramos a comunidade de aves através de pontos de escuta (n=32) distanciados
190 minimamente 500 m. e com raio de detecção de 80 m. durante 10 min., empreendendo
191 três contagens por ponto entre novembro e janeiro de 2015/2016 (C1_2015, C2_2015,
192 SQ1_2015, SQ2_2015) e novembro e dezembro de 2016 (C1_2016; C2_2016;

193 PQ1_2016, PQ2_2016), totalizando oito pontos em cada área amostral (Figura 1).
194 Contabilizamos todas as aves vistas e ouvidas que faziam uso efetivo da matriz
195 campestre e ambientes associados, como banhados. Evitamos contagens durante
196 períodos de chuva, vento forte e nevoeiro, bem como mantivemos distância mínima de
197 150 m de estradas e cercas. Um observador foi responsável pelas contagens de aves
198 (MB) que ocorreram após o amanhecer, entre 06:20 e 10:30.
199 Amostramos parâmetros da estrutura da vegetação: altura da vegetação (cm) e obstrução
200 ou adensamento lateral (%); e de cobertura do solo: cobertura por vegetação (%) e
201 quantidade de solo exposto (%). As medidas foram tomadas em cinco parcelas de 1m²
202 localizadas equidistantes 40 m, no centro e nos principais pontos cardeais, dentro do
203 raio dos mesmos pontos amostrados para aves. Para medir altura da vegetação
204 utilizamos uma fita métrica tomando cinco medidas em cada quadrante de 1m². Para as
205 medidas de porcentagem o quadrante foi dividido em 16 unidades de 25x25cm e
206 colocado em posição vertical ou horizontal sobre o solo. Conduzimos as amostragens
207 durante o mês de outubro, em 2015 e 2016, período posterior a queima nas áreas C e PQ
208 e anterior em cerca de 30 dias ao início das contagens de aves.

209 *Análise de dados*

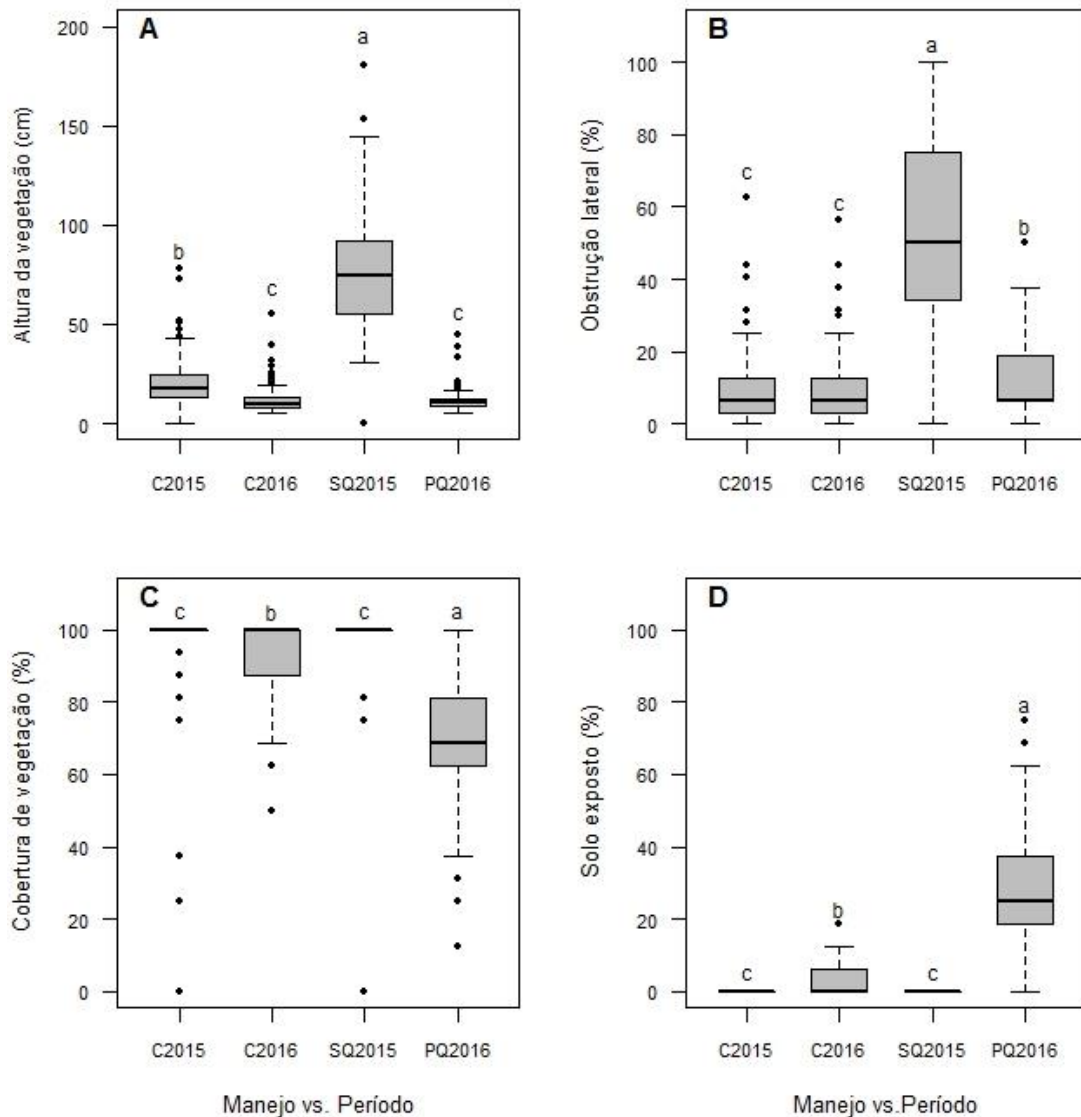
210 Testamos e ilustramos diferenças nos valores obtidos para estrutura da vegetação e
211 cobertura do solo graficamente por boxplot, considerando os tipos de manejo nos
212 diferentes períodos amostrais. Para os cálculos envolvendo a comunidade de aves
213 utilizamos o número máximo de indivíduos de cada espécie dentre as três contagens
214 anuais em cada ponto de escuta, permitindo a estimativa mais acurada da abundância
215 das aves durante o período amostral. Testamos o efeito do ano de amostragem e dos
216 tipos de manejo sobre riqueza, abundância, diversidade e dominância das aves.
217 Comparamos a composição de espécies através de agrupamento hierárquico (método:

218 UPGMA; dissimilaridade: distância Euclidiana) entre os sítios amostrais considerando
219 cada tipo de manejo. O número ótimo de agrupamentos (K) foi obtido através da
220 comparação das distâncias entre uma matriz original e matrizes binárias e, então,
221 selecionado pelo maior valor de correlação (*Mantel*) entre as matrizes (ver Borcard et
222 al., 2011). Plotamos os três tipos de manejo com seus respectivos sítios em réplica no
223 espaço e tempo através do Escalonamento Multidimensional não-métrico (NMDS,
224 índice de Bray-Curtis) para representar a associação entre espécies de aves com
225 incidência $\geq 9,4\%$ (ocorrência em ao menos três pontos amostrais) e sítios,
226 considerando os sistemas de manejo nos diferentes períodos amostrais.
227 Utilizamos estatística não paramétrica (teste de Kruskal-Wallis e pós-teste de Dunn)
228 para os testes de significância ($p < 0,05$) após verificar a não-normalidade dos dados
229 (Shapiro-Wilk). As análises foram realizadas no programa *R 3.3.1* (R Development
230 Core Team, 2016), utilizando o pacote *vegan* (Oksanen et al., 2016).

231 **Resultados**

232 Encontramos um padrão semelhante na distribuição dos valores de altura da vegetação e
233 obstrução lateral, onde os valores de PQ2016 foram mais próximos aos controles em
234 ambos os casos, embora PQ2016 e C2016 sejam significativamente diferentes de C2015
235 ($p < 0,000$) em relação a altura da vegetação, o mesmo ocorrendo para PQ2016 em
236 relação a obstrução lateral de C2015 e C2016 ($p = 0,02$) (Figura 2 A e B). Para os dois
237 casos SQ2015 manteve-se sempre superior e distinto dos demais ($p < 0,000$). De maneira
238 geral, a vegetação nas áreas periodicamente queimadas (C) manteve-se em crescimento
239 prostrado, cobrindo praticamente todo o solo homogeneamente, enquanto nas áreas pós
240 queima a vegetação cresceu em touceiras, fazendo com que houvesse solo exposto e
241 evidências de lixiviação e ressecamento da terra.

242 A cobertura de vegetação e solo exposto apresentaram valores inversamente
 243 proporcionais nos mesmos tipos de manejo (Figura 2 C e D). SQ2015 e C2015 não
 244 tiveram significativa diferença entre si ($p>0,05$) e, ao mesmo tempo, apresentaram
 245 valores mais próximos a C2016 para ambas as variáveis, enquanto que PQ2016 ficou
 246 significativamente distante dos demais tipos de manejo ($p<0,000$) (Figura 2 C e D).



247 **Manejo vs. Período**
 248 **Figura 2. Heterogeneidade das variáveis de estrutura da vegetação (altura da vegetação**
 249 **e obstrução lateral) e cobertura do solo (cobertura de vegetação e solo exposto) entre os**
 250 **tipos de manejo no período de 2015 e 2016 nos CASB. C = campo controle; SQ = campo**
 251 **sem queima; PQ: pós queima de SQ. Letras diferentes indicam diferença significativa**
 252 **entre os casos ($p<0,05$).**

253 Registramos um total de 62 espécies de aves durante as amostragens (Tabela 2 –
 254 Material suplementar). Não encontramos diferença significativa entre os parâmetros da

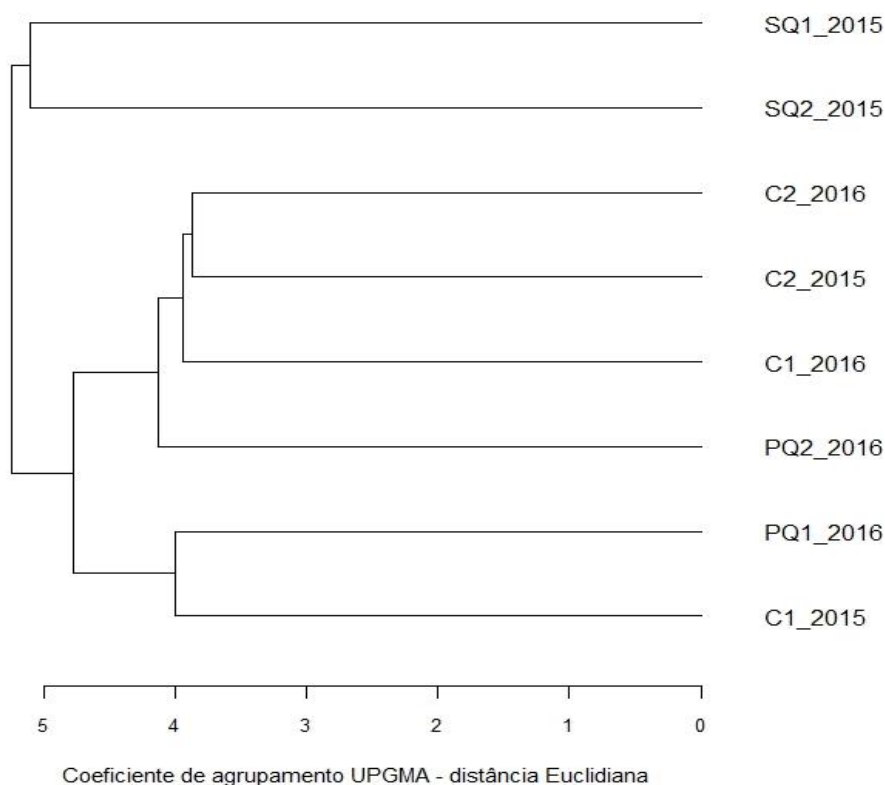
255 comunidade de aves (riqueza, abundância, diversidade e dominância), seja em relação
 256 aos períodos de amostragem ou aos tipos de manejo (Tabela 1).

257 **Tabela 1. Sumário das diferenças entre os valores de riqueza, abundância, diversidade e**
 258 **dominância das aves entre tipos de manejo e períodos amostrais, com base nos dados**
 259 **coletados nos pontos de escuta na região dos CASB.**

| Período/Manejo | Riqueza | | Abundância | | Diversidade | Dominância |
|-------------------------|---------------------|-----------|---------------------|-----------|---------------------|---------------------|
| | Total(Média±SE) | Amplitude | Total(Média±SE) | Amplitude | Média(±SE) | Média(±SE) |
| 2015 | | | | | | |
| Controle (C) | 38(7,12±0,55) | 4-12 | 199(12,44±1,25) | 4-23 | 1,73(±0,09) | 0,90(±0,02) |
| Sem Queima (SQ) | 41(7,44±1,05) | 2-15 | 189(11,81±1,92) | 3-33 | 1,76(±0,14) | 0,95(±0,008) |
| 2016 | | | | | | |
| Controle (C) | 30(6,19±0,53) | 2-10 | 174(10,87±1,16) | 4-18 | 1,62(±0,11) | 0,92(±0,02) |
| Pós-queima (PQ) | 42(7,69±0,86) | 3-17 | 194(12,12±1,62) | 4-31 | 1,84(±0,10) | 0,96(±0,01) |
| <i>p</i> | 0,671 ^{ns} | | 0,661 ^{ns} | | 0,617 ^{ns} | 0,756 ^{ns} |
| <i>Kw. chi-quadrado</i> | 1,546 | | 1,591 | | 1,786 | 1,185 |

260 ^{ns} não significativo

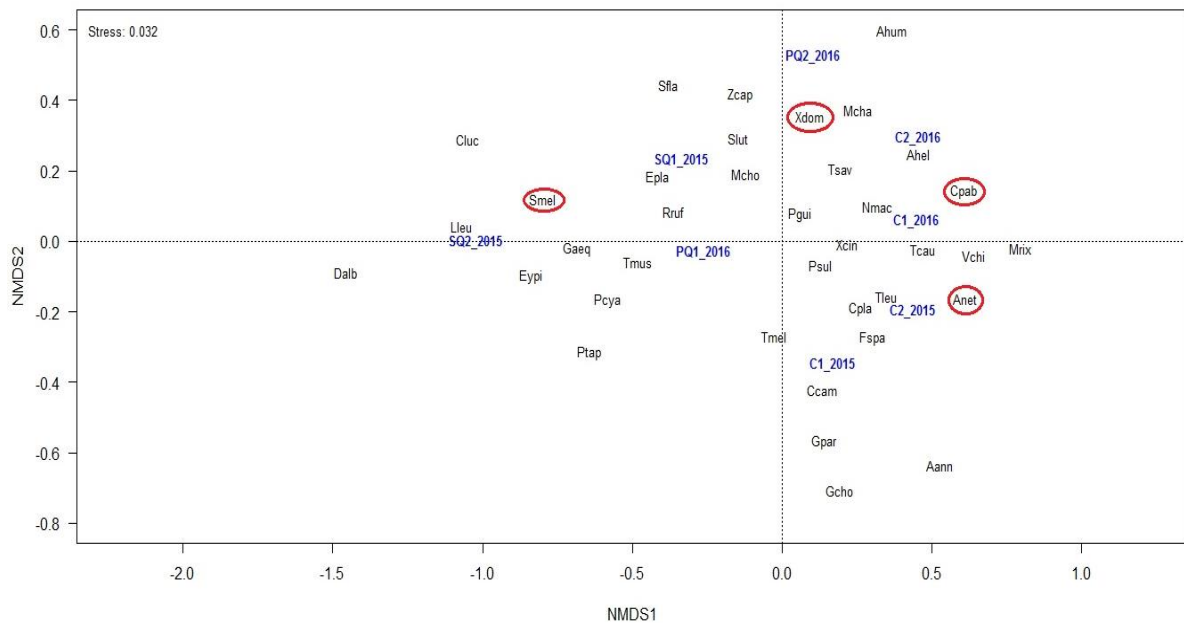
261 Observamos *turnover* na composição de espécies de aves entre os tipos de manejo e
 262 períodos através do dendrograma de dissimilaridade (Figura 3). Foi possível estabelecer
 263 quatro agrupamentos hierárquicos ($K=4$; correlação de *Mantel*=0,807): (1) C2_2016,
 264 C2_2015, C1_2016, PQ2_2016; (2) SQ2_2015; (3) PQ1_2016, C1_2015 e (4)
 265 SQ1_2015. Os valores de dissimilaridade representados por distância Euclidiana
 266 variaram entre 3,87 (C2_2016 vs. C2_2015) e 5,74 (SQ2_2015 vs. C2_2015).



267
 268 **Figura 3. Agrupamento hierárquico demonstrando a dissimilaridade na composição**
 269 **de espécies de aves entre os tipos de manejo com base nas áreas e períodos amostrais.**
 270 **C = campo controle; SQ = campo sem queima; PQ: pós queima de SQ. Os acrônimos**
 271 **correspondem as áreas destacadas na Figura 1.**

272 A ordenação obtida por NMDS mostrou uma tendência de separação entre os tipos de
 273 manejo através de seu eixo 2 (Figura 4). Áreas PQ mantiveram-se em posição
 274 intermediária entre áreas SQ e C, sendo que cada tipo de manejo contou com a
 275 associação de espécies de aves específicas. *Anthus hellmayri*, *Nothura maculosa*,
 276 *Theristicus caudatus*, *Tachycineta leocorrhoa*, *Caracara plancus*, *Falco sparverius* e
 277 *Colaptes campestris* estiveram mais associadas a C, enquanto *Ammodramus humeralis*,
 278 *Zonotrichia capensis* e *Troglodytes aedon* mantiveram-se mais relacionados ao tipo de
 279 manejo PQ. Outro grupo de espécies esteve mais relacionado ao manejo SQ:
 280 *Embernagra platensis*, *Emberyzoides ypiranganus*, *Laterallus leucophyrus*.
 281 Quatro das espécies registradas estão ameaçadas de extinção no RS (*Anthus nattereri*,
 282 *Cinclodes pabsti*, *Xolmis dominicanus* e *Sporophila melanogaster* - Tabela 2 do
 283 Material suplementar). Essas espécies demonstraram distintas feições de associação aos

284 tipos de manejo. *A. nattereri* e *C. pabsti* estiveram mais relacionadas a C, enquanto *X.*
 285 *dominicanus* e *S. melanogaster* tiveram associação maior com PQ e SQ,
 286 respectivamente (Figura 4).



287 **Figura 4.** NMDS (índice de Bray-Curtis) mostrando associação entre as áreas de amostragem
 288 (C1_2015, C2_2015, C1_2016, C2_2016, SQ1_2015, SQ2_2015, PQ1_2016, PQ2_2016) e as 36
 289 espécies de aves com incidência $\geq 9,4\%$. C = campo controle; SQ = campo sem queima; PQ:
 290 pós queima de SQ. Espécies grifadas em vermelho são ameaçadas de extinção. Acrônimos das
 291 espécies e categorias de ameaça estão contidos na Tabela 2 do Material suplementar.
 292

293 **Discussão**

294 Nossos resultados demonstraram que apesar da estrutura da vegetação e cobertura do
 295 solo terem sido nitidamente transformadas entre os anos de 2015 e 2016 devido a
 296 mudança abrupta no tipo de manejo do campo com uso do fogo na região dos campos
 297 de altitude do RS, a comunidade de aves não apresentou uma significativa mudança nos
 298 parâmetros de riqueza, abundância e diversidade entre os períodos pré e pós queima da
 299 vegetação em relação ao manejo tradicional (i.e. onde as queimadas são historicamente
 300 empregadas sobre o campo em anos consecutivos, por pelo menos 50 anos, conforme
 301 informação dos proprietários). A exceção foi em relação a composição de aves da
 302 comunidade, indicando que individualmente, houve espécies negativamente ou
 303 positivamente afetadas pelo regime de queimadas. A constatação de que os efeitos das

304 queimadas é primeiramente percebido sobre as espécies e não sobre parâmetros da
305 comunidade de aves é igualmente relatado para outras regiões campestres ao redor do
306 mundo (p.e. Dyke et al., 2007; Roberts et al., 2012).

307 Em locais como nos CASB, onde a vegetação campestre evoluiu sob um regime de
308 distúrbios naturais (Behling e Pillar, 2007) torna-se imperativo levar em consideração
309 ações de manejo ativo ao se debater a conservação da avifauna campestre aliada à
310 sustentação do modelo econômico local baseado na pecuária extensiva (Pillar e Vélez,
311 2010). O fato principal, acima de qualquer especulação sobre o uso de distúrbios para a
312 manutenção dos CASB e sua avifauna, é que a estrutura da vegetação campestre é
313 claramente condicionada pelo regime de queimadas (Andrade et al., 2016), assim como
314 ocorre para demais áreas campestres ao redor do mundo (Collins e Smith, 2006; Collins
315 e Calabrese, 2012). Portanto, a modificação da vegetação reflete alterações na
316 comunidade de aves (Fontana et al., 2008; Bettio e Fontana *in prep.* 2017), não se
317 podendo negar então, que as queimadas são uma das principais ferramentas para
318 auxiliar na conservação da biodiversidade em ecossistemas campestres, especialmente
319 os que atualmente se encontram sobre condições climáticas produtivas e que evoluíram
320 na presença de queimadas e herbivoria, como os CASB (Veldman et al., 2015; Andrade
321 et al., 2016).

322 Os resultados que encontramos neste estudo expressam apenas um direcionamento de
323 como a avifauna se comporta, num curto espaço de tempo, a um período de pré e pós
324 queima em áreas com histórico de exclusão do fogo durante alguns anos e em áreas
325 consecutivamente queimadas, havendo a necessidade de mais estudos que verifiquem a
326 resiliência coletiva e individual da comunidade de aves. Assim, poderá se ter maior
327 clareza sobre o intervalo de tempo necessário para as espécies recolonizarem uma área
328 queimada ou deixarem de ocupá-la, visto que diferentes espécies possuem preferências

329 específicas por distintas tipologias campestres (Azpiroz et al., 2012), assim como
330 observado por exemplo para *A. nattereri*, *C. pabsti*, *S.melanogaster* – espécies
331 ameaçadas de extinção e registradas no presente estudo. Outras espécies ainda, como *X.*
332 *dominicanus*, e *Xanthopsar flavus*, também registradas no presente estudo, mantêm
333 associação tanto com campos baixos, para forrageamento, quanto com campos altos e
334 banhados, onde reproduzem ou refugiam-se no período noturno (Repenning et al.,
335 2010), denotando a complexidade da comunidade de aves quanto aos requisitos
336 ambientais necessários para sua sobrevivência.

337 O uso do fogo prescrito e planejado tem sido uma alternativa em diversos ecossistemas
338 campestres para manejar a vegetação e proporcionar a existência de um mosaico de
339 fitofisionomias na paisagem em diferentes estágios de desenvolvimento (Dyke et al.,
340 2007; Grant et al., 2010; Keeley et al., 2011). Juntamente com pesquisas mais profundas
341 esta técnica poderia ser incorporada de maneira experimental dentro de UC's e em
342 propriedades particulares na região dos CASB. Com esta perspectiva estaríamos dando
343 um passo além da especulação sobre o vislumbre de um ponto final estável de um
344 ecossistema, pois a realidade demonstra que existem transformações contínuas, sendo
345 os distúrbios periódicos um dos principais agentes de mudança (Pillar e Vélez, 2010;
346 Fidelis e Pivello, 2011). Nosso estudo fornece uma estrutura preditiva para investigar
347 em mais detalhes os efeitos do fogo sobre a comunidade de aves nos ecossistemas
348 campestres do sul do Brasil e a possível adequação dos distúrbios já decorrentes na
349 região, como as queimadas e o pastejo, para fomentar a manutenção da fauna e das
350 paisagens campestres.

351 **Conflitos de interesse**

352 Os autores declaram não haver conflitos de interesse.

353 **Agradecimentos**

354 Agradecemos imensamente aos proprietários de terra que gentilmente possibilitaram
355 este estudo ao permitir acesso em suas propriedades. À gestão do PE do Tainhas e PN
356 de Aparados da Serra por permitirem o estudo nas UC's e pelo auxílio logístico. À
357 PUCRS pelo apoio logístico; a NGC (Neotropical Grassland Conservancy) e PROEX
358 (Programa de Excelência Acadêmica) pelo suporte financeiro e ao CNPq pela concessão
359 de bolsa de mestrado a MB (processo: 131822/2015-2) e suporte a CSF (processos:
360 303318/2013-9 e 457475/2012-9).

361 **Referências**

362 Andrade, B.O., Bonilha, C.L., Ferreira, P.M.A., et al., 2016. Highland grasslands at the
363 Southern tip of the atlantic forest biome: management options and conservation
364 challenges. *Oecologia Australis*. 20, 37-61.

365 Azpiroz, A.B., Isacch, J.P., Dias, R.A., et al., 2012. Ecology and conservation of
366 grassland birds in southeastern South America: a review. *J. Field Ornithol.* 83, 217–
367 246.

368 Behling, H., Pillar, V.D., Bauermann, S.G., 2005. Late Quaternary grassland (Campos),
369 gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and
370 multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do
371 Sul (southern Brazil). *Review of Palae. and Palyn.* 133, 235-248.

372 Behling, H. & Pillar, V.D., 2007. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire
373 dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation
374 and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Phil. Trans.*
375 *R. Soc. B.* 362, 243–251.

376 Bettio, M. & Fontana, C.S., *in prep.* 2017. Responses of bird community to fire
377 extremes management in grasslands: frequent burns vs burns' suppression.
378 Biodiversity and Conservation.

379 Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2011. Numerical Ecology with R. New York:
380 Springer Science+Business Media. 319 pp.

381 Collins, S.L., Smith, M.D., 2006. Scale-dependent interaction of fire and grazing on
382 community heterogeneity in tallgrass prairie. *Ecology*. 87, 2058-2067.

383 Collins, S.L., Calabrese, L.B., 2012. Effects of fire, grazing and topographic variation
384 on vegetation structure in tallgrass prairie. *J. Veg. Sci.* 23, 563–575.

385 Driscoll, D.A., Lindenmayer, D.B., Bennett, A.F., et al., 2010. Fire management for
386 biodiversity conservation: key research questions and our capacity to answer them.
387 *Biol. Conserv.* 143, 1928-1939.

388 Dyke, F.V., Schmeling, J.D., Starkenburg, S., et al., 2007. Responses of plant and bird
389 communities to prescribed burning in tallgrass prairies. *Biodivers. Conserv.* 16,
390 827-839.

391 Fidelis, A. & Pivello, V.R. 2011. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no
392 Cerrado e Campos Sulinos? *Biodiversidade Brasileira*, 1, 12-25.

393 Fontana, C.S., Rovedder, C., Repenning, M., et al., 2008. Estado atual do conhecimento
394 e conservação da avifauna dos Campos de Cima da Serra do sul do Brasil, Rio
395 Grande do Sul e Santa Catarina. *Rev. Bras. Ornitol.* 16, 281–307.

396 Fontana, C.S., Dotta, G., Marques, C.K., et al., 2016. Conservation of grassland birds in
397 South Brazil: a land management perspective. *Nat. Conserv.* 14, 83-87.

398 Fuhlendorf, S.D., Harrell, W.C., Engle, D.M., et al., 2006. Should heterogeneity be the
399 basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing. *Ecol. Appl.* 16,
400 1706-1716.

401 Grant, T.A., Madden, E.M., Shaffer, T.L., et al., 2010. Effects of prescribed fire on
402 vegetation and passerine birds in northern mixed-grass prairie. *Jour. of Wildlife*
403 *Manag.* 74, 1841-1851.

404 Keeley, J.E., Bond, W.J., Bradstock, R.A., et al., 2011. *Fire in Mediterranean*
405 *ecosystems: ecology, evolution and management.* New York: Cambridge
406 University Press. 522 pp.

407 Müller, S.C., Overbeck, G.E., Blanco, C.C., et al., 2012. South Brazilian Forest-
408 Grassland Ecotones: dynamics affected by climate, disturbance and woody species
409 traits. In: Myster, R.W. (ed.). *Ecotones Between Forest and Grassland.* New York:
410 Springer Science+Business Media. p. 167-187.

411 Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., et al., 2015. *Vegan: Community Ecology*
412 *Package.* Rpackage Version 2.4-1. <https://cran.r-project.org>,
413 <https://github.com/vegandevs/vegan>.

414 Pillar, V.D. & Quadros, F.L.F., 1997. Grassland-forest boundaries in Southern Brazil.
415 *Coenoses*, 12:119-126.

416 Pillar, V.D.P. & Vélez, E., 2010. Extinção dos Campos Sulinos em unidades de
417 conservação: um fenômeno natural ou um problema ético? *Natureza &*
418 *Conservação*, 8:84-86.

419 Pillsbury, F.C., Miller, J.R., Debinski, D.M., et al., 2011. Another tool in the toolbox?
420 Using fire and grazing to promote bird diversity in highly fragmented landscapes.
421 *Ecosphere*, 2:1-14.

422 Repenning, M., Rovedder, E.E., Fontana, C.S., 2010. Distribuição e biologia de aves
423 nos campos de altitude do sul do Planalto Meridional Brasileiro. *Rev. Bras. de*
424 *Ornit.*, 18:283-306.

425 R Development Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical
426 computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
427 <http://www.R-project.org>.

428 Roberts, A.J., Boal, C.W., Weater, D.B., et al., 2012. Grassland bird community
429 response to large wildfires. *The Wilson Jour. of Ornitho.*: 124: 24-30.

430 Veldman, J.W., Buisson, E., Durigan, G., et al., 2015. Towards an old-growth concept
431 for grasslands, savannas, and woodlands. *Fron. in Ecology and the Env.* 13: 154-
432 162.

433

Material suplementar

Tabela 2. Abundância, status de conservação e código de identificação das aves registradas nos diferentes tipos de manejo e períodos (C_2015, C_2016, SQ_2015, PQ_2016) nos campos de altitude do sul do Brasil. Status de conservação: RS (Decreto Estadual n° 51.797 de 2014), BR (MMA, 2014), Global (IUCN, 2016). Categorias: LC, *least concern*; NT, *near threatened*; VU, *vulnerable*; EN, *endangered*; -, *not assessed*. Nomenclatura e ordenação taxonômica seguem *South American Classification Committee – SACC* (Pacheco & Agne, 2016).

| Família/Táxon/Nome em inglês | Indivíduos registrados (abundância) | | | | | | Status de conservação | | Código |
|---|--------------------------------------|----------|----------|----------|----------|---|-----------------------|--|--------|
| | n° máximo de ind. por tipo de manejo | | | | | | RS, BR, Global | | |
| | C_2015 | C_2016 | SQ_2015 | PQ_2016 | | | | | |
| <i>n</i> | <i>n</i> | <i>n</i> | <i>n</i> | <i>n</i> | <i>n</i> | | | | |
| Tinamidae | | | | | | | | | |
| <i>Rhynchotus rufescens</i> (Red-winged Tinamou) | 1 | 0 | 7 | 7 | 0 | 7 | -,-,LC | | Rruf |
| <i>Nothura maculosa</i> (Spotted Nothura) | 5 | 4 | 2 | 2 | 0 | 5 | -,-,LC | | Nmac |
| Anatidae | | | | | | | | | |
| <i>Amazonetta brasiliensis</i> (Brazilian Teal) | 2 | 0 | 11 | 11 | 0 | 2 | -,-,LC | | Abra |
| Ardeidae | | | | | | | | | |
| <i>Syrigma sibilatrix</i> (Whistling Heron) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | -,-,LC | | Ssib |
| Threskiornithidae | | | | | | | | | |
| <i>Theristicus caudatus</i> (Buff-necked Ibis) | 14 | 5 | 0 | 0 | 0 | 4 | -,-,LC | | Tcau |
| Cathartidae | | | | | | | | | |
| <i>Cathartes aura</i> (Turkey Vulture) | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | -,-,LC | | Caur |
| Accipitridae | | | | | | | | | |
| <i>Buteogallus meridionalis</i> (Savanna Hawk) | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | -,-,LC | | Bmer |
| <i>Rupornis magnirostris</i> (Roadside Hawk) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | -,-,LC | | Rmag |
| <i>Geranoaetus melanoleucus</i> (Black-chested Buzzard-Eagle) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | -,-,LC | | Gmel |
| Rallidae | | | | | | | | | |
| <i>Laterallus leucopyrrhus</i> (Red-and-white Crane) | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 1 | -,-,LC | | Lleu |
| <i>Pardirallus sanguinolentus</i> (Plumbeous Rail) | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | -,-,LC | | Psan |
| Charadriidae | | | | | | | | | |

| | | | | | | |
|---|----|----|---|---|----------|------|
| <i>Vanellus chilensis</i> (Southern Lapwing) | 14 | 21 | 0 | 4 | -,-,LC | Vchi |
| Scolopacidae | | | | | | |
| <i>Gallinago paraguaiiae</i> (South American Snipe) | 2 | 0 | 0 | 1 | -,-,LC | Gpar |
| Strigidae | | | | | | |
| <i>Athene cucularia</i> (Burrowing Owl) | 1 | 0 | 0 | 0 | -,-,LC | Acun |
| Trochilidae | | | | | | |
| <i>Chlorostilbon lucidus</i> (Glittering-bellied Emerald) | 0 | 0 | 3 | 1 | -,-,LC | Cluc |
| Picidae | | | | | | |
| <i>Colaptes campestris</i> (Campo Flicker) | 20 | 4 | 5 | 4 | -,-,LC | Ccam |
| Falconidae | | | | | | |
| <i>Caracara plancus</i> (Southern Caracara) | 4 | 4 | 0 | 3 | -,-,LC | Cpla |
| <i>Milvago chimachima</i> (Yellow-headed Caracara) | 0 | 2 | 0 | 3 | -,-,LC | Mcha |
| <i>Milvago chimango</i> (Chimango Caracara) | 2 | 3 | 2 | 2 | -,-,LC | Mcho |
| <i>Falco sparverius</i> (American Kestrel) | 3 | 2 | 0 | 3 | -,-,LC | Fspa |
| Thamnophiliidae | | | | | | |
| <i>Thamnophilus ruficapillus</i> (Rufous-capped Antshrike) | 0 | 0 | 0 | 1 | -,-,LC | Trfa |
| Rhinocryptidae | | | | | | |
| <i>Scytalopus iraiensis</i> (Marsh Tapaculo) | 0 | 0 | 2 | 0 | EN,EN,EN | Sira |
| Furnariidae | | | | | | |
| <i>Furnarius rufus</i> (Rufous Hornero) | 0 | 1 | 0 | 0 | -,-,LC | Fruf |
| <i>Cinclodes pabsti</i> (Long-tailed Cinclodes) | 2 | 4 | 0 | 2 | VU,-,NT | Cpab |
| <i>Phacellodomus striatocollis</i> (Freckle-breasted Thornbird) | 1 | 0 | 1 | 1 | -,-,LC | Pstr |
| <i>Anumbius amumbi</i> (Firewood-gatherer) | 7 | 0 | 0 | 1 | -,-,LC | Aann |
| <i>Limnoides rectirostris</i> (Straight-billed Reedhaunter) | 0 | 0 | 2 | 0 | NT,-,NT | Lrec |
| <i>Synallaxis spixi</i> (Spix's Spinetail) | 0 | 0 | 1 | 0 | -,-,LC | Sspi |
| Tyrannidae | | | | | | |
| <i>Serpophaga subcristata</i> (White-crested Tyrannulet) | 0 | 0 | 3 | 0 | -,-,LC | Ssub |
| <i>Knipolegus cyanirostris</i> (Blue-billed Black-Tyrant) | 0 | 0 | 0 | 1 | -,-,LC | Keya |
| <i>Xolmis cinereus</i> (Gray Monjita) | 3 | 4 | 2 | 2 | -,-,LC | Xcin |
| <i>Xolmis dominicanus</i> (Black-and-white Monjita) | 2 | 4 | 3 | 6 | VU,VU,VU | Xdom |

| | | | | | | | |
|---|----|----|----|----|----|----------|------|
| <i>Machetornis rixosa</i> (Cattle Tyrant) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | -,-,LC | |
| <i>Pitangus sulphuratus</i> (Great Kiskadee) | 7 | 3 | 3 | 6 | 6 | -,-,LC | Psul |
| <i>Tyrannus melancholicus</i> (Tropical Kingbird) | 6 | 0 | 2 | 4 | 4 | -,-,LC | Tmel |
| <i>Tyrannus savana</i> (Fork-tailed Flycatcher) | 4 | 5 | 6 | 5 | 5 | -,-,LC | Tsav |
| <i>Myiarchus swainsoni</i> (Swainson's Flycatcher) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | -,-,LC | Mswa |
| Corvidae | | | | | | | |
| <i>Cyanocorax caeruleus</i> (Azure Jay) | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | -,-,NT | Ccae |
| Hirundinidae | | | | | | | |
| <i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Blue-and-white Swallow) | 1 | 1 | 3 | 2 | 2 | -,-,LC | Pcya |
| <i>Progne tapera</i> (Brown-chested Martin) | 1 | 0 | 1 | 2 | 2 | -,-,LC | Ptap |
| <i>Tachycineta leucorrhoa</i> (White-rumped Swallow) | 13 | 16 | 5 | 5 | 5 | -,-,LC | Tleu |
| Troglodytidae | | | | | | | |
| <i>Troglodytes aedon</i> (House Wren) | 1 | 0 | 4 | 1 | 1 | -,-,LC | Tmus |
| Turdidae | | | | | | | |
| <i>Turdus rufiventris</i> (Rufous-bellied Thrush) | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | -,-,LC | Truf |
| <i>Turdus amaurochalinus</i> (Creamy-bellied Thrush) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | -,-,LC | Tama |
| Mimidae | | | | | | | |
| <i>Mimus saturninus</i> (Chalk-browed Mockingbird) | 3 | 2 | 0 | 2 | 2 | -,-,LC | Msat |
| Motacillidae | | | | | | | |
| <i>Anthus nattereri</i> (Ochre-breasted Pipit) | 9 | 10 | 1 | 2 | 2 | VU,VU,VU | Anat |
| <i>Anthus hellmayri</i> (Hellmayr's Pipit) | 17 | 23 | 5 | 21 | 21 | -,-,LC | Ahel |
| Thraupidae | | | | | | | |
| <i>Donacospiza albifrons</i> (Long-tailed Reed Finch) | 0 | 0 | 5 | 1 | 1 | -,-,LC | Dalb |
| <i>Poospiza nigrorufa</i> (Black-and-rufous Warbling-Finch) | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | -,-,LC | Pnig |
| <i>Poospiza cabanisi</i> (Gray-throated Warbling-Finch) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | -,-,LC | Pcab |
| <i>Sicalis flaveola</i> (Saffron Finch) | 0 | 1 | 6 | 0 | 0 | -,-,LC | Sfla |
| <i>Sicalis luteola</i> (Grassland Yellow-Finch) | 5 | 7 | 14 | 15 | 15 | -,-,LC | Slut |
| <i>Emberizoides ypiranganus</i> (Lesser Grass-Finch) | 4 | 3 | 26 | 7 | 7 | -,-,LC | Eypi |
| <i>Embernagra platensis</i> (Great Pampa-Finch) | 1 | 3 | 12 | 11 | 11 | -,-,LC | Epla |
| <i>Sporophila melanogaster</i> (Black-bellied Seedeater) | 1 | 0 | 8 | 6 | 6 | EN,VU,NT | Smel |

| | | | | | | |
|---|----|----|----|----|----------|------|
| <i>Sporophila caeruleescens</i> (Double-collared Seedeater) | 0 | 0 | 1 | 0 | -,-,LC | Scae |
| Emberizidae | | | | | | |
| <i>Ammodramus humeralis</i> (Grassland Sparrow) | 0 | 1 | 0 | 2 | -,-,LC | Ahum |
| <i>Zonotrichia capensis</i> (Rufous-collared Sparrow) | 4 | 8 | 16 | 28 | -,-,LC | Zcap |
| Parulidae | | | | | | |
| <i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Masked Yellowthroat) | 0 | 0 | 3 | 2 | -,-,LC | Gaeq |
| Icteridae | | | | | | |
| <i>Gnorimopsar chopi</i> (Chopi Blackbird) | 23 | 4 | 0 | 1 | -,-,LC | Gcho |
| <i>Xanthopsar flavus</i> (Saffron-cowled Blackbird) | 4 | 8 | 0 | 0 | VU,VU,VU | Xfla |
| <i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Yellow-rumped Marshbird) | 6 | 20 | 12 | 14 | -,-,LC | Pgui |

Referências

- IUCN, 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 15/12/2016.
- Governo do Estado do Rio Grande do Sul, 2014. Táxons da fauna silvestre do Estado do Rio Grande do Sul ameaçadas de extinção. Decreto n° 51.797 de 8 de setembro de 2014 – Anexo I. Diário Oficial do Estado n° 173, 09/09/2014.
- MMA, 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Portaria n° 444 de 17 de dezembro de 2014 - Anexo I. Diário Oficial da União - Seção 1, 18/12/2014.
- Pacheco, J.F. & Agne, C.E.Q., 2016. Species lists of birds for South American countries and territories: Brazil. Version 15 march 2016. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCCountryLists.htm>



Figura 5. Imagem representativa da fisionomia das áreas controle (C – vide item *Delimitação* no corpo do artigo). Corresponde a local com incidência de fogo antrópico, anual ou bianual, aplicado entre meados de julho e setembro, pelo menos durante os últimos 50 anos. Perceba a queima em mosaicos, a vegetação mais rasteira e prostrada. Data: setembro de 2015. Crédito: Maurício Bettio.



Figura 6. Imagem representativa da fisionomia das áreas sem queima (SQ – vide item *Delineamento* no corpo do artigo). Corresponde a local sob exclusão de queimadas por período entre 10-15 anos. Perceba a vegetação alta e densa, com plantas lenhosas em crescimento. Data: setembro de 2015. Crédito: Maurício Bettio.



Figura 7. Imagem representativa da fisionomia das áreas pós queima (PQ – vide item *Delineamento* no corpo do artigo). Corresponde a local submetido a um evento de queima em agosto 2016, após um período de 10-15 anos sob exclusão de queima. Perceba as touceiras em crescimento vegetativo, com solo exposto aparente. Data: novembro de 2016. Crédito: Maurício Bettio.

CONCLUSÕES

Este estudo permitiu um avanço no conhecimento sobre o efeito das queimadas na organização da comunidade de aves e aspectos da paisagem nos campos de altitude do sul do Brasil. Até então, somente discussões pontuais na literatura buscavam interpretar a resposta da avifauna frente distúrbios naturais, como o fogo, na região Neotropical.

A apropriação do uso do fogo como ferramenta de manejo da vegetação campestre pelos humanos no sul do Brasil começou muito antes da inserção do gado na região e, mesmo antes do homem eventos de queimadas ocorriam esporadicamente sobre os campos. O que ocorreu foi uma alteração expressiva no regime de queimadas especialmente ao longo dos últimos 300 anos, resultando em um direcionamento induzido, mas não planejado, da configuração do ecossistema campestre como o conhecemos atualmente. Neste viés, trouxemos neste estudo uma visão momentânea da comunidade de aves frente a presença desse distúrbio histórico – o fogo. Apresentamos também uma breve situação da estrutura da vegetação. Ao analisarmos também campos excluídos de queima por período de 10-15 anos dentro de Unidades de Conservação, percebemos que a composição da avifauna apresentou-se distinta em torno de 50%, demonstrando que diferentes espécies estão adaptadas às distintas formas de manejo empregadas, inclusive espécies ameaçadas de extinção.

A seleção por um ambiente em específico é uma característica de qualquer espécie animal, sendo algumas mais plásticas que outras. No entanto, o que percebemos por ocasião das queimas sobre o campo, é que algumas espécies raras, ameaçadas e mais restritivas em termos de seleção de hábitat ocorrem nos campos queimados. Outras, no entanto, foram mais abundantes nas áreas sem queima. Tal constatação nos permite concluir que para a manutenção de uma avifauna diversa e representativa das

áreas campestres de altitude no sul do Brasil, é necessário manter uma heterogeneidade de habitats, mantendo mosaicos de áreas através de práticas que permitam a vegetação campestre permanecer em estágios sucessionais diferenciados e outras áreas isentas de intervenção, seja fogo ou pastejo, permitindo o estágio clímax dos campos.

Esse rodízio de intervenção ativa na paisagem é um modelo já conhecido e aplicado em outras áreas campestres ao redor do Mundo. Um dos métodos aplicados é a queima prescrita ou planejada. Consiste em manejar certas áreas com fogo em períodos pré-estabelecidos, com o intuito de manter qualquer interação ecossistêmica desejada. Ao que nos parece, a luz dos dados, é que esta seria uma alternativa para consorciar a proteção da avifauna e a manutenção das práticas tradicionalmente empregadas por fazendeiros na região dos campos de altitude do sul do Brasil, aliando assim a realidade econômica local, como o potencial para a pecuária (campo consorciado com gado e fogo) e o potencial turístico, em interesses comuns de conservação. Esta é uma estratégia ousada e que pode ser acolhida pelo poder público e setores privados somente se provarmos tal constatação, como efetuado neste trabalho.

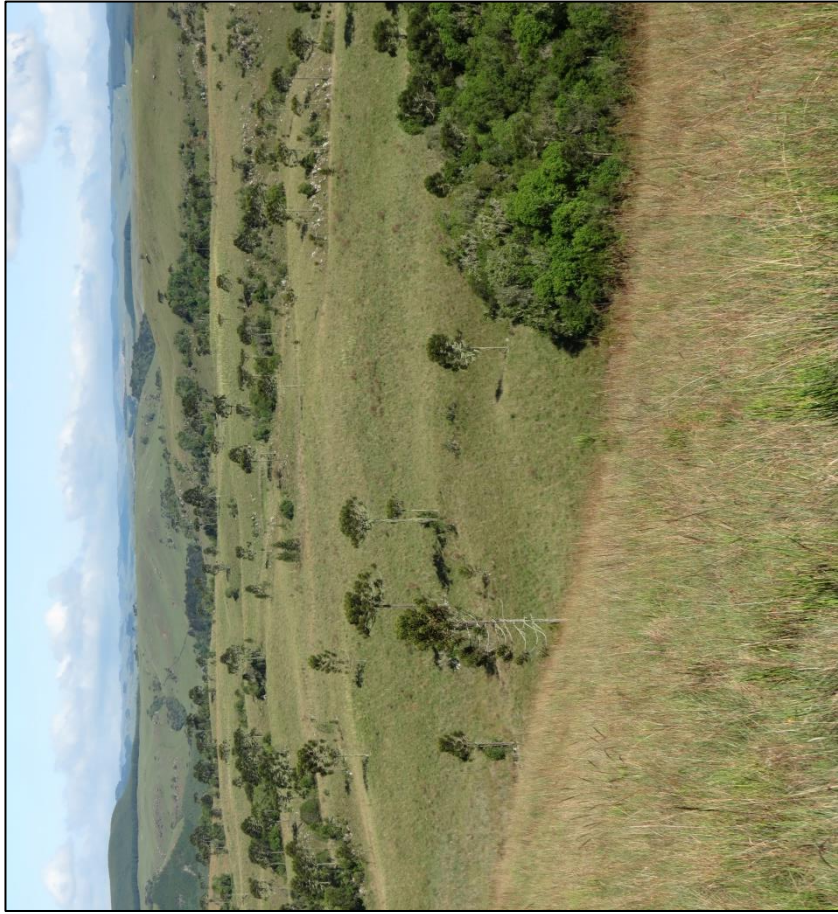
Ao terminar um estudo sempre surgem novas perguntas, ou ainda, se mantém aquelas que não puderam ser totalmente respondidas. Neste sentido, algumas questões permanecem carentes de informação e podem possibilitar pesquisas futuras sobre o assunto, como por exemplo: Qual é o regime de queimadas apropriado para manter uma comunidade de aves típica dos campos de altitude do sul do Brasil? O regime ideal de queimadas pode ser facilmente acessado e aplicado na região? Quais grupos funcionais de aves são mais afetados pelas queimadas (granívoros, insetívoros, aves que nidificam no solo...)?

Enfim, considero gratificante a oportunidade de ter efetuado esta pesquisa e o fato de poder contribuir sobre este tema tão abrangente, controverso e importante para os rumos da conservação dos ecossistemas campestres sul-brasileiros.

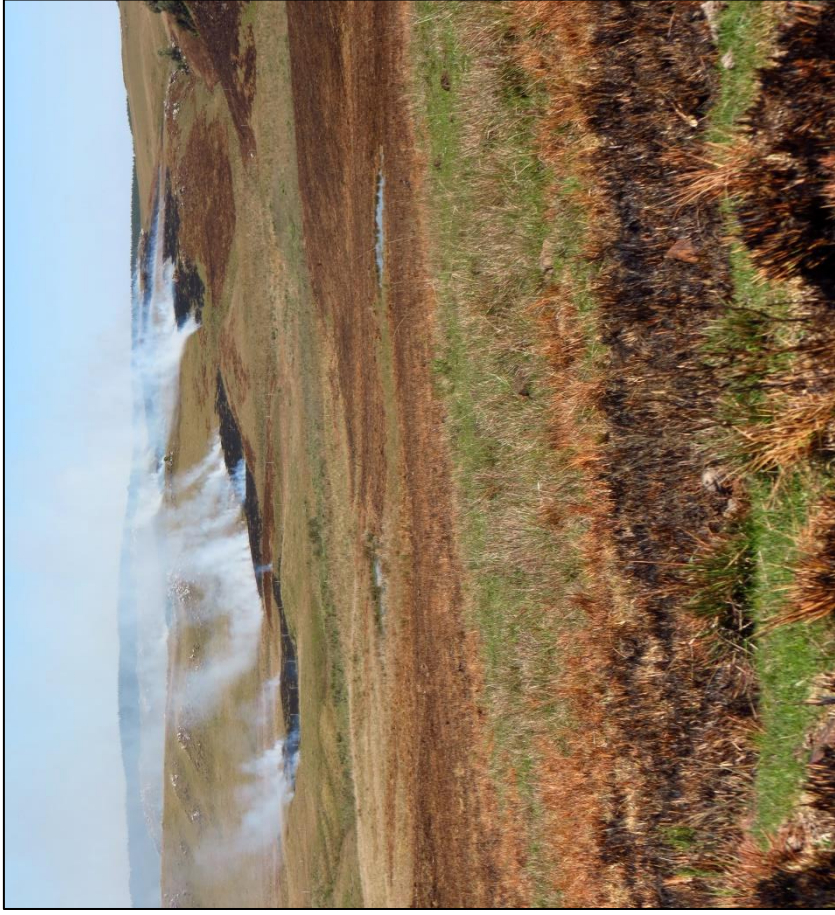
APÊNDICE FOTOGRÁFICO



Registro da mesma localidade no Parque Estadual do Tainhas, onde: à esquerda, área com campo alto sem queima por 10 anos, em março de 2015; à direita, momento após a queima da vegetação, em agosto de 2016. Créditos: Maurício Bettio.



Registro da mesma localidade no Parque Estadual do Tainhas, onde: à esquerda, área com campo alto sem queima por 10 anos, em abril de 2015; à direita, três meses após a queima da vegetação, em outubro de 2016. Créditos: Maurício Bettio.



À esquerda, momento da queima da vegetação campestre em mosaicos. À direita, quadro de pvc (1m^2) e haste métrica, utilizados para medir a estrutura da vegetação e a cobertura do solo. Créditos: Maurício Bettio.



Algumas espécies de aves de interesse conservacionista registradas durante as amostragens realizadas entre 2015 e 2106 nos campos de altitude do sul do Brasil. A: *Anthus nattereri*, B: *Cinclodes pabsti*, C: *Asio flammeus*, D: *Sporophila melanogaster* (macho), F: *S. melanogaster* (fêmea), G: *Xolmis dominicanus* (branco) e *Xanthopsar flavus* (amarelos). Créditos: Maurício Bettio.

NORMAS DE PUBLICAÇÃO

Periódico Biodiversity and Conservation

Description

Biodiversity and Conservation is an international journal that publishes articles on all aspects of biological diversity-its description, analysis and conservation, and its controlled rational use by humankind. The scope of Biodiversity and Conservation is wide and multidisciplinary, and embraces all life-forms.

The journal presents research papers, as well as editorials, comments and research notes on biodiversity and conservation, and contributions dealing with the practicalities of conservation management, economic, social and political issues. The journal provides a forum for examining conflicts between sustainable development and human dependence on biodiversity in agriculture, environmental management and biotechnology, and encourages contributions from developing countries to promote broad global perspectives on matters of biodiversity and conservation.

GENERAL

Language

The journal's language is English. British English or American English spelling and terminology may be used, but either one should be followed consistently throughout the article. Authors are responsible for ensuring the language quality prior to submission.

Spacing

Please double-space all material, including notes and references.

Nomenclature

This is not a taxonomic journal and does not publish new scientific names of species or other ranks except in exceptional circumstances. The correct names of organisms conforming with the international rules of nomenclature must be used, but author citations of names are to be omitted except in exceptional cases where full bibliographic references to the original publication are justified.

MANUSCRIPT SUBMISSION

Manuscript Submission

Submission of a manuscript implies: that the work described has not been published before; that it is not under consideration for publication anywhere else; that its publication has been approved by all co-authors, if any, as well as by the responsible

authorities – tacitly or explicitly – at the institute where the work has been carried out. The publisher will not be held legally responsible should there be any claims for compensation.

Permissions

Authors wishing to include figures, tables, or text passages that have already been published elsewhere are required to obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format and to include evidence that such permission has been granted when submitting their papers. Any material received without such evidence will be assumed to originate from the authors.

Online Submission

Please follow the hyperlink “Submit online” on the right and upload all of your manuscript files following the instructions given on the screen.

Original Research (9,000):

Manuscripts which are based on newly generated data which has not previously been published or new analyses of existing data sets. Topics which are likely to be of interest to a wide range of biodiversity scientists and conservationists are given priority, although local studies or ones restricted to one or a few species may be considered if they serve as case studies or include some novel approach. Articles dealing with several groups of organisms and wide geographical areas are generally welcome. Ecological or genetic papers will be considered only where they contribute to the core themes of the journal. Also, this is not a taxonomic journal, and papers which describe new species or propose new systematic arrangements will not normally be considered. In addition, author citations of scientific names are not to be included. The title page should be organized as in the section "Title page". This should be followed by an Abstract (150-250 words) and Key words (ones not in the title). The Introduction should place the work in a broader context and make the objectives clear. Methods and Results sections normally follow, and articles close with a Discussion of the results. Subheadings and alternative headings may be used where appropriate. References must follow the style given in "References", and be followed by Figure captions, Figures, and Tables (in that order).

Review Article (12,000):

Unsolicited reviews are encouraged, generally should have a global or regional perspective, and may concern particular groups of organisms or methodologies. They are generally prepared by experienced researchers with special in-depth knowledge of

the topic. Extensive lists of references are expected. The general guidance given for Original Research submissions should be followed, but the system of headings and subheadings generally varies depending on the topic. Reviews generally include indications of outstanding issues to be addressed, and directions future work could take to elucidate those issues. If in doubt whether a review topic might be suitable, please contact the Editor-in-Chief prior to preparation and submission.

Invited Reviews (12,000):

Invited Reviews are ones which the Review Editor has invited, and are generally on subjects of wide or topical interest, or which may be controversial. The Reviews Editor makes invitations on the basis of her own experience with inputs from the journal's Associate Editors. Otherwise, the guidance given under "Review Article" above applies.

Book Review (12,000):

The journal no longer publishes individual book reviews as separate items, but combines book reviews and notices into batches which are issued one or two times each year. Authors wishing to submit reviews of books they have received should first check with the Editor-in-Chief whether the titles are already being covered. Publishers wishing to have titles considered for inclusion should send them to the Editor-in-Chief.

Commentary (2,000):

Remarks on particular topical issues or criticisms of published work in this or other journals, often controversial and bringing attention to matters of concern. They should follow the general guidance under "Original Articles", and require an Abstract, but the internal structure will depend on the topic. Commentaries do not generally include original previously unpublished data.

Letter to the Editor (1,000):

Opinions or criticisms drawing attention to issues of concern, or pointing out errors or inadequacies in Original Research articles published either in this journal or in other journals, are now welcome. They can be controversial, but need to cite supporting evidence for views expressed. No Abstract is required, no headings or subheadings are generally necessary, and References should normally not exceed 10-15.

The word count should include title, abstract, keywords, body of the text, figures, and tables but excluding authors affiliations, references and on-line supplementary material.

Title Page

The title page should include:

The name(s) of the author(s)

A concise and informative title

The affiliation(s) and address(es) of the author(s)

The e-mail address, telephone and fax numbers of the corresponding author

Abstract

Please provide an abstract of 150 to 250 words. The abstract should not contain any undefined abbreviations or unspecified references.

Keywords

Please provide 4 to 6 keywords which can be used for indexing purposes.

Text Formatting

Manuscripts should be submitted in Word.

Use a normal, plain font (e.g., 10-point Times Roman) for text.

Use italics for emphasis.

Use the automatic page numbering function to number the pages.

Do not use field functions.

Use tab stops or other commands for indents, not the space bar.

Use the table function, not spreadsheets, to make tables.

Use the equation editor or MathType for equations.

Save your file in docx format (Word 2007 or higher) or doc format (older Word versions).

Manuscripts with mathematical content can also be submitted in LaTeX.

[LaTeX macro package \(zip, 182 kB\)](#)

Headings

Please use no more than three levels of displayed headings.

Abbreviations

Abbreviations should be defined at first mention and used consistently thereafter.

Footnotes

Footnotes can be used to give additional information, which may include the citation of a reference included in the reference list. They should not consist solely of a reference citation, and they should never include the bibliographic details of a reference. They should also not contain any figures or tables.

Footnotes to the text are numbered consecutively; those to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data). Footnotes to the title or the authors of the article are not given reference symbols.

Always use footnotes instead of endnotes.

Acknowledgments

Acknowledgments of people, grants, funds, etc. should be placed in a separate section on the title page. The names of funding organizations should be written in full.

Citation

Cite references in the text by name and year in parentheses. Some examples:

Negotiation research spans many disciplines (Thompson 1990).

This result was later contradicted by Becker and Seligman (1996).

This effect has been widely studied (Abbott 1991; Barakat et al. 1995a, b; Kelso and Smith 1998; Medvec et al. 1999, 2000).

Reference list

The list of references should only include works that are cited in the text and that have been published or accepted for publication. Personal communications and unpublished works should only be mentioned in the text. Do not use footnotes or endnotes as a substitute for a reference list.

Reference list entries should be alphabetized by the last names of the first author of each work. Order multi-author publications of the same first author alphabetically with respect to second, third, etc. author. Publications of exactly the same author(s) must be ordered chronologically.

Journal article

Gamelin FX, Baquet G, Berthoin S, Thevenet D, Nourry C, Nottin S, Bosquet L (2009) Effect of high intensity intermittent training on heart rate variability in prepubescent children. *Eur J Appl Physiol* 105:731-738. doi: 10.1007/s00421-008-0955-8

Ideally, the names of all authors should be provided, but the usage of “et al” in long author lists will also be accepted:

Smith J, Jones M Jr, Houghton L et al (1999) Future of health insurance. *N Engl J Med* 965:325–329

Article by DOI

Slifka MK, Whitton JL (2000) Clinical implications of dysregulated cytokine production. *J Mol Med*. doi:10.1007/s001090000086

Book

South J, Blass B (2001) *The future of modern genomics*. Blackwell, London

Book chapter

Brown B, Aaron M (2001) The politics of nature. In: Smith J (ed) The rise of modern genomics, 3rd edn. Wiley, New York, pp 230-257

Online document

Cartwright J (2007) Big stars have weather too. IOP Publishing PhysicsWeb. <http://physicsweb.org/articles/news/11/6/16/1>. Accessed 26 June 2007

Dissertation

Trent JW (1975) Experimental acute renal failure. Dissertation, University of California

Always use the standard abbreviation of a journal's name according to the ISSN List of Title Word Abbreviations, see

ISSN LTWA

If you are unsure, please use the full journal title.

For authors using EndNote, Springer provides an output style that supports the formatting of in-text citations and reference list.

[EndNote style \(zip, 2 kB\)](#)

TABLES

All tables are to be numbered using Arabic numerals.

Tables should always be cited in text in consecutive numerical order.

For each table, please supply a table caption (title) explaining the components of the table.

Identify any previously published material by giving the original source in the form of a reference at the end of the table caption.

Footnotes to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data) and included beneath the table body.

ARTWORK AND ILLUSTRATIONS GUIDELINES

Electronic Figure Submission

Supply all figures electronically.

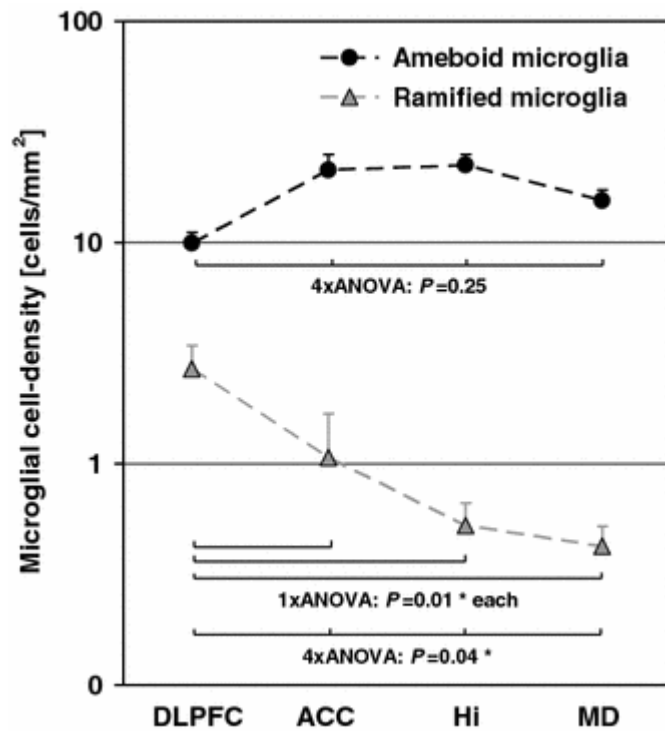
Indicate what graphics program was used to create the artwork.

For vector graphics, the preferred format is EPS; for halftones, please use TIFF format. MSOffice files are also acceptable.

Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.

Name your figure files with "Fig" and the figure number, e.g., Fig1.eps.

Line Art



Definition: Black and white graphic with no shading.

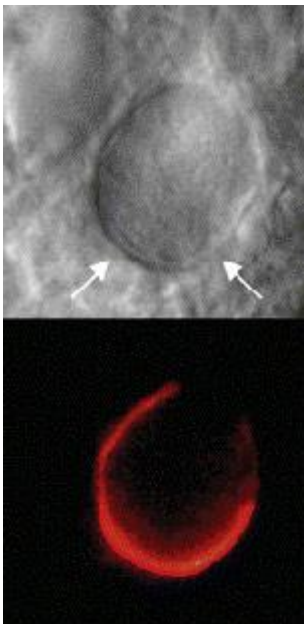
Do not use faint lines and/or lettering and check that all lines and lettering within the figures are legible at final size.

All lines should be at least 0.1 mm (0.3 pt) wide.

Scanned line drawings and line drawings in bitmap format should have a minimum resolution of 1200 dpi.

Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.

Halftone Art

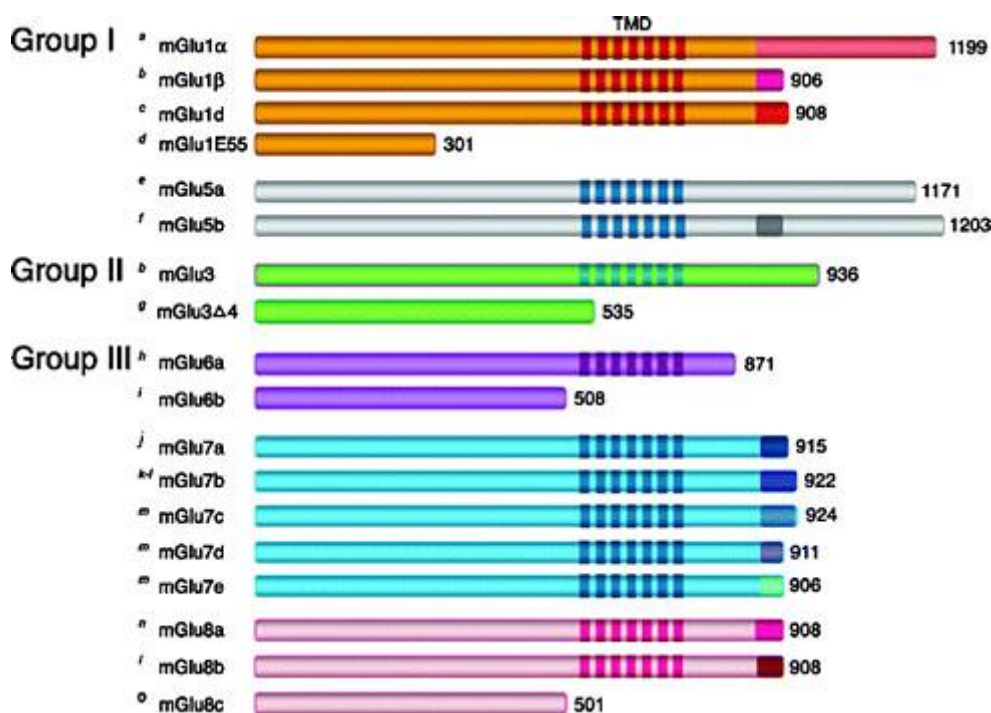


Definition: Photographs, drawings, or paintings with fine shading, etc.

If any magnification is used in the photographs, indicate this by using scale bars within the figures themselves.

Halftones should have a minimum resolution of 300 dpi.

Combination Art



Definition: a combination of halftone and line art, e.g., halftones containing line drawing, extensive lettering, color diagrams, etc.

Combination artwork should have a minimum resolution of 600 dpi.

Color Art

Color art is free of charge for online publication.

If black and white will be shown in the print version, make sure that the main information will still be visible. Many colors are not distinguishable from one another when converted to black and white. A simple way to check this is to make a xerographic copy to see if the necessary distinctions between the different colors are still apparent.

If the figures will be printed in black and white, do not refer to color in the captions.

Color illustrations should be submitted as RGB (8 bits per channel).

Figure Lettering

To add lettering, it is best to use Helvetica or Arial (sans serif fonts).

Keep lettering consistently sized throughout your final-sized artwork, usually about 2–3 mm (8–12 pt).

Variance of type size within an illustration should be minimal, e.g., do not use 8-pt type on an axis and 20-pt type for the axis label.

Avoid effects such as shading, outline letters, etc.

Do not include titles or captions within your illustrations.

Figure Numbering

All figures are to be numbered using Arabic numerals.

Figures should always be cited in text in consecutive numerical order.

Figure parts should be denoted by lowercase letters (a, b, c, etc.).

If an appendix appears in your article and it contains one or more figures, continue the consecutive numbering of the main text. Do not number the appendix figures,

"A1, A2, A3, etc." Figures in online appendices (Electronic Supplementary Material) should, however, be numbered separately.

Figure Captions

Each figure should have a concise caption describing accurately what the figure depicts. Include the captions in the text file of the manuscript, not in the figure file.

Figure captions begin with the term Fig. in bold type, followed by the figure number, also in bold type.

No punctuation is to be included after the number, nor is any punctuation to be placed at the end of the caption.

Identify all elements found in the figure in the figure caption; and use boxes, circles, etc., as coordinate points in graphs.

Identify previously published material by giving the original source in the form of a reference citation at the end of the figure caption.

Figure Placement and Size

Figures should be submitted separately from the text, if possible.

When preparing your figures, size figures to fit in the column width.

For most journals the figures should be 39 mm, 84 mm, 129 mm, or 174 mm wide and not higher than 234 mm.

For books and book-sized journals, the figures should be 80 mm or 122 mm wide and not higher than 198 mm.

Permissions

If you include figures that have already been published elsewhere, you must obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format. Please be aware that some publishers do not grant electronic rights for free and that Springer will not be able to refund any costs that may have occurred to receive these permissions. In such cases, material from other sources should be used.

Accessibility

In order to give people of all abilities and disabilities access to the content of your figures, please make sure that

All figures have descriptive captions (blind users could then use a text-to-speech software or a text-to-Braille hardware)

Patterns are used instead of or in addition to colors for conveying information (colorblind users would then be able to distinguish the visual elements)

Any figure lettering has a contrast ratio of at least 4.5:1

For editors and reviewers to accurately assess the work presented in your manuscript you need to ensure the English language is of sufficient quality to be understood. If you need help with writing in English you should consider:

Asking a colleague who is a native English speaker to review your manuscript for clarity.

Visiting the English language tutorial which covers the common mistakes when writing in English.

Using a professional language editing service where editors will improve the English to ensure that your meaning is clear and identify problems that require your review. Two such services are provided by our affiliates Nature Research Editing Service and American Journal Experts.

English language tutorial

Nature Research Editing Service

American Journal Experts

Please note that the use of a language editing service is not a requirement for publication in this journal and does not imply or guarantee that the article will be selected for peer review or accepted.

If your manuscript is accepted it will be checked by our copyeditors for spelling and formal style before publication.

ELECTRONIC SUPPLEMENTARY MATERIAL

Springer accepts electronic multimedia files (animations, movies, audio, etc.) and other supplementary files to be published online along with an article or a book chapter. This feature can add dimension to the author's article, as certain information cannot be printed or is more convenient in electronic form.

Before submitting research datasets as electronic supplementary material, authors should read the journal's Research data policy. We encourage research data to be archived in data repositories wherever possible.

Submission

Supply all supplementary material in standard file formats.

Please include in each file the following information: article title, journal name, author names; affiliation and e-mail address of the corresponding author.

To accommodate user downloads, please keep in mind that larger-sized files may require very long download times and that some users may experience other problems during downloading.

Audio, Video, and Animations

Aspect ratio: 16:9 or 4:3

Maximum file size: 25 GB

Minimum video duration: 1 sec

Supported file formats: avi, wmv, mp4, mov, m2p, mp2, mpg, mpeg, flv, mxf, mts, m4v, 3gp

Text and Presentations

Submit your material in PDF format; .doc or .ppt files are not suitable for long-term viability.

A collection of figures may also be combined in a PDF file.

Spreadsheets

Spreadsheets should be converted to PDF if no interaction with the data is intended.

If the readers should be encouraged to make their own calculations, spreadsheets should be submitted as .xls files (MS Excel).

Specialized Formats

Specialized format such as .pdb (chemical), .wrl (VRML), .nb (Mathematica notebook), and .tex can also be supplied.

Collecting Multiple Files

It is possible to collect multiple files in a .zip or .gz file.

Numbering

If supplying any supplementary material, the text must make specific mention of the material as a citation, similar to that of figures and tables.

Refer to the supplementary files as “Online Resource”, e.g., "... as shown in the animation (Online Resource 3)", "... additional data are given in Online Resource 4”.

Name the files consecutively, e.g. “ESM_3.mpg”, “ESM_4.pdf”.

Captions

For each supplementary material, please supply a concise caption describing the content of the file.

Processing of supplementary files

Electronic supplementary material will be published as received from the author without any conversion, editing, or reformatting.

Accessibility

In order to give people of all abilities and disabilities access to the content of your supplementary files, please make sure that

The manuscript contains a descriptive caption for each supplementary material

Video files do not contain anything that flashes more than three times per second (so that users prone to seizures caused by such effects are not put at risk)

ETHICAL RESPONSIBILITIES OF AUTHORS

This journal is committed to upholding the integrity of the scientific record. As a member of the Committee on Publication Ethics (COPE) the journal will follow the COPE guidelines on how to deal with potential acts of misconduct.

Authors should refrain from misrepresenting research results which could damage the trust in the journal, the professionalism of scientific authorship, and ultimately the entire scientific endeavour. Maintaining integrity of the research and its presentation can be achieved by following the rules of good scientific practice, which include:

The manuscript has not been submitted to more than one journal for simultaneous consideration.

The manuscript has not been published previously (partly or in full), unless the new work concerns an expansion of previous work (please provide transparency on the re-use of material to avoid the hint of text-recycling (“self-plagiarism”)).

A single study is not split up into several parts to increase the quantity of submissions and submitted to various journals or to one journal over time (e.g. “salami-publishing”).

No data have been fabricated or manipulated (including images) to support your conclusions

No data, text, or theories by others are presented as if they were the author’s own (“plagiarism”). Proper acknowledgements to other works must be given (this includes material that is closely copied (near verbatim), summarized and/or paraphrased), quotation marks are used for verbatim copying of material, and permissions are secured for material that is copyrighted.

Important note: the journal may use software to screen for plagiarism.

Consent to submit has been received explicitly from all co-authors, as well as from the responsible authorities - tacitly or explicitly - at the institute/organization where the work has been carried out, **before** the work is submitted.

Authors whose names appear on the submission have contributed sufficiently to the scientific work and therefore share collective responsibility and accountability for the results.

In addition:

Changes of authorship or in the order of authors are not accepted **after** acceptance of a manuscript.

Requesting to add or delete authors at revision stage, proof stage, or after publication is a serious matter and may be considered when justifiably warranted. Justification for changes in authorship must be compelling and may be considered only after receipt of written approval from all authors and a convincing, detailed explanation about the role/deletion of the new/deleted author. In case of changes at revision stage, a letter must accompany the revised manuscript. In case of changes after acceptance or publication, the request and documentation must be sent via the Publisher to the Editor-in-Chief. In all cases, further documentation may be required to support your request. The decision on accepting the change rests with the Editor-in-Chief of the journal and may be turned down. Therefore authors are strongly advised to ensure the correct author group, corresponding author, and order of authors at submission.

Upon request authors should be prepared to send relevant documentation or data in order to verify the validity of the results. This could be in the form of raw data, samples, records, etc.

If there is a suspicion of misconduct, the journal will carry out an investigation following the COPE guidelines. If, after investigation, the allegation seems to raise valid concerns, the accused author will be contacted and given an opportunity to address the issue. If misconduct has been established beyond reasonable doubt, this may result in the Editor-in-Chief's implementation of the following measures, including, but not limited to:

If the article is still under consideration, it may be rejected and returned to the author.

If the article has already been published online, depending on the nature and severity of the infraction, either an erratum will be placed with the article or in severe cases complete retraction of the article will occur. The reason must be given in the published erratum or retraction note.

The author's institution may be informed.

COMPLIANCE WITH ETHICAL STANDARDS

To ensure objectivity and transparency in research and to ensure that accepted principles of ethical and professional conduct have been followed, authors should include information regarding sources of funding, potential conflicts of interest (financial or non-financial), informed consent if the research involved human participants, and a statement on welfare of animals if the research involved animals.

Authors should include the following statements (if applicable) in a separate section entitled "Compliance with Ethical Standards" when submitting a paper:

Disclosure of potential conflicts of interest

Research involving Human Participants and/or Animals

Informed consent

Please note that standards could vary slightly per journal dependent on their peer review policies (i.e. single or double blind peer review) as well as per journal subject discipline.

Before submitting your article check the instructions following this section carefully.

The corresponding author should be prepared to collect documentation of compliance with ethical standards and send if requested during peer review or after publication.

The Editors reserve the right to reject manuscripts that do not comply with the above-mentioned guidelines. The author will be held responsible for false statements or failure to fulfill the above-mentioned guidelines.

DISCLOSURE OF POTENTIAL CONFLICTS OF INTEREST

Authors must disclose all relationships or interests that could have direct or potential influence or impart bias on the work. Although an author may not feel there is any conflict, disclosure of relationships and interests provides a more complete and transparent process, leading to an accurate and objective assessment of the work. Awareness of a real or perceived conflicts of interest is a perspective to which the readers are entitled. This is not meant to imply that a financial relationship with an organization that sponsored the research or compensation received for consultancy work is inappropriate. Examples of potential conflicts of interests **that are directly or indirectly related to the research** may include but are not limited to the following:

Research grants from funding agencies (please give the research funder and the grant number)

Honoraria for speaking at symposia

Financial support for attending symposia

Financial support for educational programs

Employment or consultation

Support from a project sponsor

Position on advisory board or board of directors or other type of management relationships

Multiple affiliations

Financial relationships, for example equity ownership or investment interest

Intellectual property rights (e.g. patents, copyrights and royalties from such rights)

Holdings of spouse and/or children that may have financial interest in the work

In addition, interests that go beyond financial interests and compensation (non-financial interests) that may be important to readers should be disclosed. These may include but are not limited to personal relationships or competing interests directly or indirectly tied to this research, or professional interests or personal beliefs that may influence your research.

The corresponding author collects the conflict of interest disclosure forms from all authors. In author collaborations where formal agreements for representation allow it, it is sufficient for the corresponding author to sign the disclosure form on behalf of all authors. Examples of forms can be found here:

The corresponding author will include a summary statement in the text of the manuscript in a separate section before the reference list, that reflects what is recorded in the potential conflict of interest disclosure form(s).

See below examples of disclosures:

Funding: This study was funded by X (grant number X).

Conflict of Interest: Author A has received research grants from Company A. Author B has received a speaker honorarium from Company X and owns stock in Company Y. Author C is a member of committee Z.

If no conflict exists, the authors should state:

Conflict of Interest: The authors declare that they have no conflict of interest.

Periódico Natureza & Conservação (Brazilian Journal for Nature Conservation)

Guide for Authors

Aims and Scope

Natureza & Conservação (Brazilian Journal of Nature Conservation, N&C) is a scientific journal devoted to improving theoretical and conceptual aspects of conservation science. It has the main purpose of communicating new research and advances to different actors of society, including the academy, conservationists and practitioners, government and decision-makers. N&C publishes original papers on biodiversity conservation and its implications, including population viability analysis, biological invasion, species distribution modeling, diversity patterns, phylogeography and conservation genetics, reserve design and selection, ecosystem management, conservation policy, among others.

There is no bias towards particular biogeographic regions, organisms or ecosystems, although we expect more submissions from Tropical and Neotropical regions. Scientific papers must focus on new conceptual or methodological developments with practical implications. Case studies will be considered only if inserted in these more general contexts. Authors are encouraged to submit reviews and essays on arising issues, in agreement with the editorial board. Purely descriptive papers will not be considered.

Submission

Please submit your manuscript through our electronic submission system (www.evise.com/evise/jrnl/NCON). In the initial e-mail, corresponding author must explicitly state that the manuscript was not submitted to other journal and that all co-authors are aware of the submission. Also in the submission message, authors must indicate three preferred reviewers (along with their e-mails and affiliations), as well as stating if someone is to be avoided as a reviewer (nonpreferred reviewer).

Manuscripts will be screened by the editorial board before being sent out for external review and may be rejected editorially. Editorial reject decisions are based on how well a manuscript fits the scope of the journal as well as on the quality of the manuscript.

Sections

N&C publishes original papers in English, following four formats: *Essays & Perspectives* will deal with longer essays and reviews (up to 6000 words) updating

recent topics of interest in conservation science. *Essays & Perspectives* will be usually invited, but submissions can be discussed with the editors in advance and suggestions are welcome. Original scientific research will be published in the format of *Research Letters*, which are short and concise manuscripts with up to 3000 words in length, up to 4 figures and/or tables, and 25 references. *Policy forums* are brief essays (1000 to 2000 words plus 1–2 figures) for a general audience on issues related to conservation and society. Contributions to this section should clearly articulate the significance of their ideas for conservation policy and practice. *Book reviews* (up to 2000 words) will be included in the journal on a range of relevant titles that are not more than two years old. Submission to this journal proceeds totally online and you will be guided stepwise through the creation and uploading of your files. The system automatically converts your files to a single PDF file, which is used in the peer-review process

Manuscripts

Format

Manuscripts should be double-spaced throughout (including tables, figure legends, literature cited) with all lines and pages numbered.

Text

The title page must contain the section for which the manuscript is intended, the title of the manuscript and the authors' name, associated by superscript numbers indicating their affiliations, the total word count (including references, tables and figure legends) and a short title. The second page must contain 5 keywords for indexation purposes and an abstract with up to 300 words for *Essays & Perspectives*, and up to 150 words for *Research Letters*. The next pages will contain the main text. For *Research Letters*, main captions will follow the standard format (introduction, material and methods, results, and discussion), but there is no specific format for *Essays & Perspectives*. In both cases, main captions must be typed in uppercase bold font, and subtitles within each main caption must be italicized. A limit of 25 references is established for *Research Letters*, and about 50 references are suggested for *Essays & Perspectives*. For *Research Letters*, a limit of 4 figures and/or tables is recommended and authors must write as concise as possible, especially the methods section. It is strongly advised that the details of methods or original data are assigned to a supplementary material (with all figures and tables referred in the main text as Table S1, Figure S1, S2 and so on), which will be published online only. Avoid right margin justification and

hyphenation. Double-check the contents of your manuscript before submitting. Only printer' mistakes in proofs will be changed free of charge.

Figures

Since first submission, high-resolution figures in TIF, WMF or EMF formats will be required, with a minimum resolution of 300 dpi. Figure legends must be, as much as possible, standalone and must be typed separately, appearing in the end of the main text. Tables must be inserted at the end of the main text with the title, and built using the “Table” option of word processor or any open-source application (and not typed “manually” or pasted from spreadsheet applications).

Within figures, authors must be aware that symbols must be large-enough to be readable after reduction in size in the final publication.

Units

Use SI units as far as possible.

Nomenclature

Binomial Latin names should be used in accordance with International Rules of Nomenclature.

References

Citations in the main text will follow the author-year standard format - 2 Harvard [i.e., Rabelo 2007; Bini & Diniz-Filho 2005; Loyola et al. 2008; or Loyola et al. (2008)]. In the reference list, papers with more than 3 authors must be referred as “et al.” as well, and references to articles, books and book chapters are as follows:

Silva JMC, 1995. Birds of the cerrado region, South America. *Steenstrupia*, 21:69–92.
Balmford A et al., 2001. Conservation conflicts across Africa. *Science*, 291:2616–2619. PMID:11283376. <http://dx.doi.org/10.1126/science.291.5513.2616>

Marinho-Filho J, Rodrigues FHG & Juarez KM, 2002. The Cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. In Olivera PS & Marques RJ (eds.). *The Cerrados of Brazil*. New York: Columbia University Press. p. 266–284.

Legendre P & Legendre L, 1998. *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier.

Data references:

This journal encourages you to cite underlying or relevant datasets in your manuscript by citing them in your text and including a data reference in your Reference List. Data references should include the following elements: author name(s), dataset title, data repository, version (where available), year, and global persistent identifier. Add [dataset] immediately before the reference so we can properly identify it as a data

reference. This identifier will not appear in your published article.

[dataset] Oguro, M., Imahiro, S., Saito, S., Nakashizuka, T., 2015. Mortality data for Japanese oak wilt disease and surrounding forest compositions. Mendeley Data, v1. <http://dx.doi.org/10.17632/xwj98nb39r.1>.

Do not refer to unpublished material.

The reference list should be arranged alphabetically on authors' names and chronologically per author. If the author's name is also mentioned with co-authors, the following order should be used: publications of the single author, arranged chronologically – publications of the same author with one coauthor, arranged chronologically – publications of the author with more than one co-author, arranged chronologically. Publications by the same author(s) in the same year should be listed as 2009a, 2009b, etc. Reference lists not conforming to this format will be returned for revision.

We recommend the use of a tool such as Mendeley or EndNote for reference management and formatting. Click [here](#) to download the most up to date EndNote reference style for *Natureza & Conservação*. Mendeley users will find it in the Mendeley citation styles repository.

Language and style

Manuscripts will be checked for style and language and authors are invited to ask native speakers or use available online services to improve correctness of language and style. For standardization purposes, authors must check for spelling using the US-English option in their word processor or any open-source application. Editors and reviewers are invited to help in the process of improving as much as possible language and style of the manuscript.

The impact of the paper and, consequently, of the journal, will largely depend upon the quality of the English. After acceptance of the manuscripts, editor(s) will deserve the right to do minor changes to improve language and style.