

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUO DE BIOCÊNCIAS – DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

Tese de Doutorado

Restauração ecológica nos Campos do Pampa: técnicas de introdução de sementes

Ana Boeira Porto

Porto Alegre, primavera de 2022

Restauração ecológica nos Campos do Pampa: técnicas de introdução de sementes

Ana Boeira Porto

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Botânica.

Orientador: Prof. Dr. Gerhard Ernst Overbeck

Coorientador: Prof. Dr. Guilherme D. S. Seger

Porto Alegre, primavera de 2022

Agradecimentos

Agradeço ao Programa de Pós-graduação em Botânica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior CAPES pelo auxílio financeiro durante esses anos;

Ao meu orientador Gerhard Ernst Overbeck pela paciência ao ensinar e acima de tudo, por acreditar em mim. Agradeço também ao meu coorientador Guilherme D. S. Seger pelo apoio e acolhimento nessa jornada;

Às coautoras e coautores que contribuíram em que cada capítulo da tese, obrigada por tanto aprendizado;

Aos meus familiares, especialmente meus pais Marcia Porto e Ubirajara Porto por nunca terem desistido de mim e por me amarem incondicionalmente. Agradeço por todo o amor da família Morawski, minha segunda família;

Ao meu companheiro de vida, Rafael Morawski. Sou grata por todo o amor, apoio, paciência e carinho. Obrigada por me fazer uma pessoa melhor;

À Rosângela Rolim, Luciana Menezes, Lua Cezimbra, Franciele Peter, Filipe Silveira e Pedro Augusto Thomas. Sou grata por ter cruzado o caminho de vocês nessa vida. Agradeço também a todas e todos colegas do LEVCamp;

Agradeço todas aquelas e aqueles que me ajudaram de alguma forma ao longo desses anos, levo cada um no coração.

Sou grata pela oportunidade de ter vivido cada instante até aqui.

Que sejamos resistência e resiliência, sempre.

Sumário	
Resumo Geral	5
General Abstract	6
Introdução Geral	7
<i>Objetivo geral</i>	10
<i>Objetivos específicos</i>	10
Referências	11
Capítulo 1	15
Restoration of subtropical grasslands degraded by exotic pine plantation: effects of litter removal and hay transfer	15
Capítulo 2	39
Hay transfer in the restoration of subtropical grasslands: do harvest date and amount of hay matter?.....	39
Capítulo 3	70
Tree logs for grassland restoration? Lessons from an unintentional experiment.....	70
Apêndice 1	91
Consciência Campestre: um chamado para o (re)conhecimento aos campos	91
Anexo	119
Demais atividades realizadas durante o período da tese	119

Resumo Geral

As formações campestres são de grande importância para o provimento de serviços ecossistêmicos, além de contribuírem também para a cultura e história dos povos. Entretanto, os campos estão entre os ambientes mais afetados por transformação em outros usos do solo. Um dos grandes desafios da restauração campestre em regiões tropicais e subtropicais está na baixa resiliência de campos degradados, principalmente devido à limitação de sementes. Para os campos no Sul do Brasil existem poucos estudos sobre técnicas de introdução de sementes na restauração dos campos. Assim, a presente tese visa contribuir para o desenvolvimento de técnicas de restauração, com um foco na introdução de sementes. A tese está estruturada em três capítulos e um apêndice. Os dois primeiros versam principalmente sobre a aplicação de feno para a restauração de campos degradados por monocultivo de pínus e o terceiro apresenta uma alternativa prática utilizando barreiras físicas para aumentar o incremento de sementes em campo degradado. O apêndice consiste de um artigo teórico-reflexivo que versa sobre o atual cenário de exploração e conservação dos campos no Rio Grande do Sul. No primeiro capítulo, em um experimento em blocos aleatorizados, nós avaliamos os efeitos da remoção manual da serapilheira de pínus e da remoção com fogo, em comparação com parcelas controle sem remoção bem como o efeito da aplicação de feno. O fogo se demonstrou uma potencial ferramenta de manejo para a remoção da serapilheira e controle do pínus, sobretudo quando consideramos grandes áreas a serem manejadas. O feno contribuiu para o retorno da vegetação nativa na área degradada: diversas espécies encontradas na área referência se reestabeleceram nas parcelas experimentais. No segundo capítulo nós avaliamos como a coleta de feno em diferentes períodos do ano e a quantidade de feno aplicada nas parcelas afetaram a comunidade vegetal campestre. Utilizamos feno coletado em três momentos distintos (Novembro, Janeiro, Fevereiro) e em duas quantidades distintas (500g/m² e 100g/m²). O feno coletado no meio da primavera e início do verão apresentou uma composição com domínio de espécies C₃ enquanto o feno do meio do verão apresentou mais espécies C₄, indicando que o período de coleta de feno importa para a composição florística da área em recuperação. A quantidade menor de feno parece ser mais eficaz para a riqueza e cobertura de espécies. Ocorreu uma estiagem durante o andamento do experimento que afetou o desenvolvimento da vegetação, o que evidencia que mais de um momento de inserção de sementes na área degradada pode ser necessário no caso de condições climáticas adversas. O terceiro capítulo avalia o potencial de aumentar a chegada de sementes via armadilhas de sementes. Avaliamos toras de *Eucalyptus* sp. alocadas sobre uma área campestre degradada. As toras funcionaram como uma barreira física que interceptou as sementes que se dispersaram até o local. Quanto mais próximo das toras, maior a cobertura e riqueza de espécies vegetais. Ademais, as toras possivelmente funcionam como facilitadoras para a germinação e estabelecimento de espécies nativas campestres. O apêndice é composto por um artigo que versa sobre a percepção do estado de conservação dos campos do Pampa. Como um todo, a tese fomentou o conhecimento acerca da eficácia da transferência de feno como ferramenta de restauração nos campos do Pampa, destacou a importância da época e coleta de feno e apresentou uma alternativa de armadilha de sementes para incrementar a chegada de sementes em campos degradados. Estudos futuros devem expandir as técnicas apresentadas para grandes áreas.

General Abstract

Grasslands are of great importance for the provisioning of ecosystem services, in addition to contributing to the culture and history of human people. However, grasslands are among the environments most affected by transformation into other land uses. One of the great challenges of grassland restoration in tropical and subtropical regions is the low resilience of degraded grasslands, mainly due to seed limitation. For grasslands in southern Brazil few studies on seed introduction techniques in grassland restoration exist. This thesis aims to contribute to the development of restoration techniques, with a focus on the introduction of seeds. The thesis is structured in three chapters and an appendix. The first two chapters evaluate the effects of hay transfer in the restoration of grasslands degraded by pine monoculture. The third chapter analyses the potential of a practical alternative to seed introduction: physical barriers to increase the increment of seeds in degraded grasslands. The appendix consists of a theoretical-reflective article that deals with the current scenario of exploration and conservation of grasslands in Rio Grande do Sul state. In the first chapter, in a randomized block experiment, we evaluated the effects of both manual removal and removal by fire of pine litter, compared to control plots without removal, as well as the effect of hay transfer. Fire proved to be an interesting management tool for litter removal and pine control, especially when considering large areas to be managed. Hay contributed to the return of native vegetation in the degraded area: several species found in the reference area re-established themselves in the experimental plots. In the second chapter, we evaluated how hay harvest at different times of the year and the amount of hay used in the plots affected grassland development. We tested hay collected at three different times (November, January, February) and in two different quantities (500g/m² and 100g/m²). The hay collected in mid-spring and early summer showed a dominance of C₃ species while the mid-summer hay showed more C₄ species, indicating that the period of hay collection matters for the floristic composition of the recovering area. The smaller amount of hay seems to be more effective for species richness and coverage. A drought during the experiment affected the development of vegetation, which shows that more than one moment of insertion of seeds in the degraded area may be necessary in case of adverse weather conditions. The third chapter evaluates the potential to increase seed arrival via seed traps. We evaluated *Eucalyptus* sp. allocated over a degraded grassland site. The logs worked as a physical barrier that intercepted the seeds that dispersed to the site. The closer to the logs, the greater the coverage and richness of plant species. Furthermore, the logs possibly function as facilitators for the germination and establishment of native grassland species. The appendix consists of a paper that deals with the perception of the state of conservation of the Pampa grasslands. As a whole, the thesis promoted knowledge about the effectiveness of seed introduction, with main focus on hay transfer, as a restoration tool in the Pampa grasslands. Future studies should be expanded to larger areas, to evaluate these techniques in real-life restoration situations.

Introdução Geral

As formações campestres cobrem mais de 25% da superfície do planeta e proveem serviços ecossistêmicos cruciais para manutenção das diferentes formas de vida (Török et al. 2021). Todavia, estas formações estão entre as mais afetadas por transformação em outros usos do solo (Hoekstra et al. 2015) e, especialmente para os campos subtropicais brasileiros, a proteção a este ecossistema ainda está negligenciada nas políticas públicas (Overbeck et al. 2007). Os Campos Sulinos, no extremo sul do Brasil, são compostos pelos campos da Mata Atlântica e as formações campestres pertencentes aos *Pastizales del Río de la Plata*, um ecossistema aberto, que se estende pelo Uruguai e Argentina (Soriano et al. 1992). A porção brasileira destes *pastizales*, localizada na metade sul do Rio Grande do Sul (RS), é conhecida como bioma Pampa (sensu IBGE 2019). Atualmente, este bioma é o menos protegido do Brasil (Overbeck et al. 2015) e o que mais perdeu vegetação nativa nos últimos 36 anos proporcionalmente em relação ao total de sua área (MapBiomas 2021).

Dentre as principais causas de perda de hábitat nativo pampeano estão a conversão para monocultivos como os plantios de arroz, milho, soja e também pinus, para citar alguns exemplos (Vélez-Martin et al. 2015, Porto et al. 2021). Diferente de biomas predominantemente florestais como a Mata Atlântica ou até mesmo os campos de altitude desta formação, por exemplo, o Pampa não possui legislação específica que regulamente seu uso ou preveja compensações no caso de conversões. Dessa forma, os elevados valores de conversão do uso do solo podem ser uma consequência da negligência legal (Overbeck et al. 2015; Porto et al. 2021). As estimativas de expansão agrícola apontam que até 2100 a proporção de área coberta pela agricultura no Pampa alcance 80,4% (Dobrovolski et al. 2011). Ademais, este bioma está sub-representado dentro de áreas protegidas e ameaçado ainda mais pela intensa conversão do solo nas zonas de amortecimento (Ribeiro et al. 2021).

Além de sub-representado (apenas 0,6 % do Pampa está dentro de áreas protegidas integralmente; Ribeiro et al. 2021) entende-se, atualmente, que proteger

áreas conservadas já não é suficiente para a manutenção da biodiversidade (por ex., Hilderbrand et al. 2005; Gann & Lamb 2006). Frente a um cenário global de mudanças climáticas, frear a conversão do solo e implementar iniciativas de restauração é crucial para a manutenção da vida e dos serviços ecossistêmicos dos quais todos necessitamos.

A década 2021-2030 foi considerada pelas Nações Unidas a 'Década da Restauração dos Ecossistemas' (UN, 2019) em reconhecimento à gravidade do nível de degradação dos ambientes nativos no planeta. A nível nacional, O Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – PLANAPEG (MMA 2017), lançado adjunto à Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Proveg) colocou como meta recuperar 300.000 hectares no Pampa. No entanto, a restauração ecológica dos Campos Sulinos bem como atividades de pesquisa sobre o tema é recente (Overbeck et al., 2013), e, com poucas exceções, faltam projetos maiores e políticas públicas que visam a restaurar ecossistemas campestres. Ademais, ainda estamos muito distantes da meta do Proveg devido, principalmente, à escassez de implementação de práticas de restauração em grande escala para os campos. Ademais, ainda faltam dados e mapeamentos das áreas degradadas no bioma Pampa.

Na restauração ecológica, é imprescindível que se identifique a causa da degradação, é através deste diagnóstico inicial que se inicia o planejamento das ações a serem tomadas. Os usos agrícolas dos campos, como os monocultivos, afetam a estrutura do solo (e.g. alterações físicas e químicas, danos no banco de sementes). Estes distúrbios, tidos como exógenos, ocasionam uma diminuição na resiliência destes ecossistemas que, ao longo dos milhares de anos, evoluíram através da alocação de estruturas vegetativas subterrâneas como bulbos, xilopódios e sistemas radiculares extensos (Buisson et al. 2019). As invasões biológicas, outro fator de degradação, descaracteriza a estrutura da comunidade vegetal campestre de modo que seus efeitos são acentuados com o passar do tempo em função do aumento da abundância da invasora (e.g. Abreu et al. 2011; Cezimbra et al. 2021). Nessa perspectiva,

frequentemente, se faz necessária a restauração ativa dos campos com intervenções contínuas ao longo do tempo, pois a comunidade natural tem baixa resiliência (Buisson et al. 2019; Nerlekar & Veldman 2020). Por outro lado, atividades pastoris geralmente causam menores danos, como por exemplo um campo nativo degradado devido a pecuária mal manejada pode ser remediado mais facilmente através do pastoreio rotativo (Boavista et al. 2019) e/ou diferimento (Fedrigo et al. 2018). Nesse sentido, cada tipo de degradação vai requerer técnicas distintas, ou uma combinação de técnicas (ativas ou passivas), que definirão e conduzirão o planejamento da restauração (Guarino et al. 2022 *in press*).

Em regiões de clima temperado, atividades de pesquisa sobre restauração ecológica são realizadas há muito mais tempo do que no Brasil, e técnicas como semeadura direta, transferência de feno e *topsoil* e transplante de leivas são alguns exemplos de práticas utilizadas para a recuperação destas formações (Kiehl et al. 2010; Klimkowska et al. 2010; Rydgren et al. 2010). Existem poucos estudos sobre técnicas de introdução de sementes na restauração dos campos do Sul do Brasil, e nem sempre os diferentes estudos convergem em relação aos achados principais acerca da recuperação da vegetação nativa: Thomas e colaboradores (2019a, 2019b) não encontraram efeito significativo acerca da aplicação de feno, roçada e semeadura direta em campos abandonados (Thomas et al. 2019a) e degradados por *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster (Thomas et al. 2019b). Os pesquisadores salientam que o feno pode ser uma técnica eficaz, mas que mais estudos sobre a melhor época de colheita e quantidade adequada devem ser mais explorados. Dessa forma, ainda não podemos fazer generalizações acerca da eficácia da técnica para os campos do Pampa.

A limitação de sementes na restauração dos campos pode ser causada pela remoção da vegetação original que, conseqüentemente, leva à perda das estruturas abaixo do solo, tornando assim o restabelecimento de espécies nativas um desafio (Buisson et al. 2019). Ademais, estudos realizados em campos temperados sugerem que as espécies campestres podem apresentar um baixo potencial de dispersão (Kiehl

et al. 2010). Associado a fragmentação de habitats (Yan et al. 2022) e condições físicas e químicas do solo degradado (Mudrák et al. 2022) estes fatores podem colaborar para os desafios encontrados durante o processo de restauração campestre.

A tese aqui apresentada visa contribuir para o desenvolvimento de técnicas de restauração, com um foco na introdução de sementes. A tese possui três capítulos, cada um desenvolvido com base em experimentos únicos e com base de dados próprios, abordando aspectos específicos da introdução de sementes na restauração ecológica e com objetivos específicos próprios dentro do objetivo geral da tese seguido por conclusões gerais. Após os capítulos e conclusões gerais, que juntos compõem o corpo da tese, seguem um apêndice, com um outro artigo publicado pela autora da tese como primeira autora durante o período do trabalho na tese, e um anexo, com uma lista das demais atividades acadêmicas desenvolvidas no período.

Objetivo geral

Contribuir para o conhecimento sobre a introdução de espécies nativas via sementes na restauração de ecossistemas campestres, com base em experimentos realizados em diferentes situações de degradação.

Objetivos específicos

- **Capítulo 1:** avaliar a eficácia da transferência de feno para a restauração da comunidade vegetal de campos costeiros degradados pelo monocultivo de pínus (*Pinus elliottii* Engel.) combinado à remoção da serapilheira de maneira manual e com fogo.
- **Capítulo 2:** analisar qual o melhor período para a coleta de feno bem como qual a quantidade (g/m²) mais adequada para o estabelecimento da comunidade de plantas nativas sobre campos costeiros degradados pelo monocultivo de pinus (*Pinus elliottii* Engel.).

- **Capítulo 3:** reportar um registro de um caso de armadilha de sementes para a restauração de campo degradado. A partir desse registro discutir a importância da diversidade de técnicas para a restauração dos campos em um cenário de baixa disponibilidade de sementes nativas à venda.

Referências

Abreu RCR, Assis GB, Frison Sm Aguirre A, Durigan G (2011) Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian Savanna? *Forest Ecology and Management*. 262: 1452-1459

Boavista LDR, Trindade JPP, Overbeck GE, Müller SC (2019) Effects of grazing regimes on the temporal dynamics of grassland communities. *Applied Vegetation Science* 22:326– 335. <https://doi.org/10.1111/avsc.12432>

Brewer JS, Souza FM, Callaway RM, Durigan G (2018) Impact of invasive slash pine (*Pinus elliottii*) on groundcover vegetation at home and abroad. *Biological Invasions* 20:2807–2820

Buisson E, Le Stradic S, Oliveira FAO, Durigan G, Overbeck GE, Fidelis A, Fernandes GW, Bond WJ, Hermann JM, Mahy G, Alvarado ST, Zaloumis NP, Veldman JW (2019) Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews* 94(2):590-609

Cezimbra LD, Porto AB, Overbeck GE (2021) Invasão por gramíneas exóticas em campos sobre paleodunas: efeitos na diversidade florística. *Oecologia Australis* 25(4):821-833

Dobrovolski R, Loyola RD, Júnior PDM, Diniz-Filho JAF (2011) Agricultural expansion can menace Brazilian protected areas during the 21-st century. *Natureza & Conservação* 9(2):208–213

Fredrigo JK, Ataíde PF, Filho JÁ, Oliveira LV, Jaurena M, Laca EA, Overbeck GE, Nabinger C (2017) Temporary grazing exclusion promotes rapid recovery of species

richness and productivity in a long-term overgrazed Campos grassland. *Restoration Ecology* 26(4):677-685

Gann GD, Lamb D (2006) Ecological restoration: A mean of conserving biodiversity and sustaining livelihoods (version 1.1). Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona, USA and IUCN, Gland, Switzerland

Guarino ESG, Porto ABP, Thomas PA, Müller SC, Urruth LM, Chemello D, Nabinger C, Sant'Anna DM, Vélez-Martin E, Overbeck GE, Coelho-de-Souza G (2022) Guia para restauração de campos nativos no Sul do Brasil. Comunicado Técnico 90/22 Embrapa Clima Temperado

Hilderbrand RH, Watts AC, Randle AM (2005) The myths of restoration ecology. *Ecology and Society* 10(1):19

Hoekstra JM, Boucher TM, Ricketts TH, Roberts C (2004) Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8(1):23-29

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil : compatível com a escala 1:250 000 / IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. - Rio de Janeiro: IBGE, 2019. 168 p. - (Relatórios metodológicos, ISSN 0101-2843 ; v. 45)

Kiehl K, Kirmer A, Donath TW, Rasran L, Hölzel N (2010) Species introduction in restoration projects—evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in central and northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* 11:285–299.

Klimkowska A, Kotowski W, van Diggelen R, AbP G, Dzierza P, Brzezinska K (2010) Vegetation re-development after fen meadow restoration by topsoil removal and hay transfer. *Restoration Ecology* 18:924–933

MapBiomas v.6.0, 2021 – Coleção 6.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>. Acessado em 10 de outubro de 2022

Ministério do Meio Ambiente (2017) Planaveg: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa / Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério da Educação. Brasília: MMA

Mudrák O, Hrabovský A, Dvorský M, Liancourt P, Albert AJ, Doležal J, Cierníková M, Hölzel N, Májecková M (2022) Grassland restoration on former arable land: Fine-scale grass accumulation and damaged soil conditions limit species establishment. *Applied Vegetation Science* 25(2):e12665

Nerlekar AN, Veldman JW (2020) High plant diversity and slow assembly of old-growth grasslands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117:18550-18556

Overbeck GE, Müller SC, Fidelis A, Pfadenhauer J, Pillar VD, Blanco CC, Boldrini II, Both R, Forneck ED (2007) Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9:101-116

Overbeck GE, Vélez-Martin E, Scarano FR, Lewinsohn TM, Fonseca CR, Meyer ST, Pillar VD (2015) Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions* (21):1455–1460

Porto AB, Rolim RG, Ferreira FF, Overbeck GO, Salatino A (2021) Consciência Campestre: um chamado para o (re)conhecimento aos campos. *Bio Diverso* 1(1):164-188

Porto AB, Prado MAPF, Rodrigues LS, Overbeck GO (2022) Restoration of subtropical grasslands degraded by non-native pine plantations: effects of litter removal and hay transfer. *Restoration Ecology* e13773

Ribeiro S, Moreira LF, Overbeck GE, Maltchik L (2021) Protected Areas of the Pampa biome presented land use incompatible with conservation purposes. *Journal of Land Use Science* 16(3):260-272

Rydgren K, Jørn-Frode N, Ingvild A, Inger A, Einar H (2010) Recreating seminatural grasslands: a comparison of four methods. *Ecological Engineering* 36:1672–1679

Soriano A, León R, Sala O, Lavado R, Deregibus V, Cauhépé M, Lemcoff J (1992). Río de la Plata grasslands. In Coupland RT (Ed.), *Ecosystems of the world*. Natural

grasslands. Introduction and Western Hemisphere (pp. 367–407). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier

Thomas PA, Overbeck GE, Müller SC (2019a) Restoration of abandoned subtropical highland grasslands in Brazil: mowing produces fast effects, but hay transfer does not. *Acta Botanica Brasiliica* 33:405–411

Thomas PA, Schüler J, Boavista LR, Torchelsen FP, Overbeck GE, Müller SC (2019b) Controlling the invader *Urochloa decumbens*: subsidies for ecological restoration in subtropical Campos grassland. *Applied Vegetation Science* 22:96–104

Török P, Brudvig LA, Kollman J, Price JN, Tóthmérész (2021) The present and future of grassland restoration. *Restoration Ecology* 20(S1): e13378

United Nations (2019) Resolution 73/284. United Nations on Decade Ecosystem Restoration (2021-2030). <https://undocs.org/en/A/RES/73/284>

Yan, Y., Jarvie, S., Liu, Q., & Zhang, Q. (2022) Effects of fragmentation on grassland plant diversity depend on the habitat specialization of species. *Biological Conservation* 275:109773

Capítulo 1




Restoration of subtropical grasslands degraded by exotic pine plantation: effects of litter removal and hay transfer

Ana Boeira Porto, Marco Antônio Pires Ferreira do Prado, Lucas dos S.
Rodrigues, Gerhard Ernst Overbeck

Manuscrito publicado no periódico *Restoration Ecology*

PRACTICE AND TECHNICAL ARTICLE

Restoration of subtropical grasslands degraded by non-native pine plantations: effects of litter removal and hay transfer

Ana B. Porto^{1,2} , Marco A. P. F. do Prado¹, Lucas dos S. Rodrigues³ , Gerhard E. Overbeck¹ 

Pinus plantations create strong ecological legacies that persist after their removal. We evaluated the effectiveness of pine litter removal (manually or through controlled burns) and hay application for the restoration of South Brazilian coastal grasslands degraded by pine plantations. We installed the experiment 1 year after cutting trees and sampled the vegetation 3 months, 1 year, and 2 years after initiating the experiment. We used generalized linear mixed model to assess treatment effects on plant cover, richness, and pine reestablishment. We used nonmetric multidimensional scaling and indicator species analysis to evaluate changes in species composition over time and in the association of individual species with treatments and reference area. Species richness and vegetation cover did not differ between manual and burn treatments but were higher than in the control. Hay application enhanced vegetation cover by the end of the experiment in all treatments. Hay application enhanced richness initially, but after 2 years the effect persisted only in the burn treatment. Burned plots showed less pine establishment than plots with manual litter removal. Hay-addition plots contained indicator species present in the reference area. Our results suggest that passive restoration (i.e. only cutting of pine) is not sufficient to restore grasslands altered by afforestation, as residual pine litter constrains the reestablishment of native vegetation. In addition to the benefits of litter removal, our results indicate that hay transfer can overcome seed limitation of grassland species and burning can reduce recolonization by pine.

Key words: alien species invasion, ecological legacies, environmental filter, fire, open ecosystems, Pampa

Implications for Practice

- Passive restoration is not sufficient to restore former grasslands degraded by pine plantations because the thick layer of residual litter prevents species establishment. Plots where litter remained had little vegetation cover and few native species but higher numbers of pine seedlings.
- Both removal methods by burns and manual removal were effective but burning led to higher vegetation cover and reduced reestablishment of pine.
- The combination of litter removal and hay application maximized the establishment of native species. Comparisons with the species composition of a reference grassland suggest that hay transfer can overcome seed limitation.

Introduction

Around the globe, plantations of exotic pines are a threat to biodiversity due to the high risk of invasion into natural areas (Cuevas & Zalba 2010; Simberloff et al. 2010). Furthermore, pine plantations reduce native soil seed and bud banks, hindering the potential for natural recovery (Basto et al. 2020; Vieira & Overbeck 2020; Ferraro et al. 2021). Pine plantations can also negatively affect ecosystem processes and services, including nutrient cycling, groundwater storage, and river discharge (Gyenge et al. 2002; Farley & Kelly 2004; Huber

et al. 2008). They also can create strong ecological legacies after tree removal due to litter accumulation (Brewer et al. 2018). Due to their high C/N ratio and lignin content, pine needles degrade slowly, and effects may be long-lasting (Taylor et al. 1989). Residual litter acts a physical barrier, inhibiting germination and establishment of native grassland species (Navarro-Cano et al. 2010). Removal of pine needles has been suggested to promote restoration (Navarro-Cano et al. 2010), but the context in which different types of removal are effective remains unclear (Zanzarini et al. 2019).

In addition to the lack of appropriate microsites, the availability of seeds may also limit the recruitment of native plants (Eriksson & Ehrlén 1992), especially in highly degraded landscapes. Direct sowing, hay or topsoil transfer, and turf transplanting have been used successfully to overcome seed limitation, especially in temperate grasslands (Kiehl et al. 2010; Klimkowska et al. 2010; Rydgren et al. 2010), and are

Author contributions: MAPFP, GEO conducted the study design; ABP, MAPFP, GEO collected the data; APB, LdSR analyzed the data; ABP, MAPFP, GEO wrote the original draft; ABP, LdSR, GEO wrote, edited, and reviewed the manuscript.

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS 91501-970, Brazil

²Address correspondence to A. B. Porto, email aanaporto@gmail.com

³Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS 96203900, Brazil

© 2022 Society for Ecological Restoration.

doi: 10.1111/rec.13773

Supporting information at:

<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.13773/supinfo>

increasingly used in Brazilian savannas (Giles et al. 2021). However, these techniques have not been much assessed so far in grasslands in Brazil. Hay transfer has been tested in subtropical grassland (Thomas et al. 2019a; Thomas et al. 2019b), campo rupestre (Le Stradic et al. 2014), and Cerrado savannas (Pilon et al. 2018), but with low success, possibly due to adverse microsite conditions, nutrient-poor soils, or shading by hay. However, the scarcity of available studies precludes generalizations on the effectiveness of hay transfer.

We evaluated the effectiveness of pine-litter removal (via fire or manually) and hay transfer to restore coastal grasslands in southern Brazil after degradation by *Pinus elliottii* Engelm monocultures. We hypothesized that litter removal would facilitate the return of native vegetation, as in other open ecosystems (Zanzarini et al. 2019). As fire, a natural disturbance in tropical and subtropical grassy ecosystems (e.g. Pivello et al. 2021) modifies natural resources, e.g. by changing the availability of nutrients (Cutler 1979; Francos & Úbeda 2021), we expected that burned and unburned plots would develop distinct species

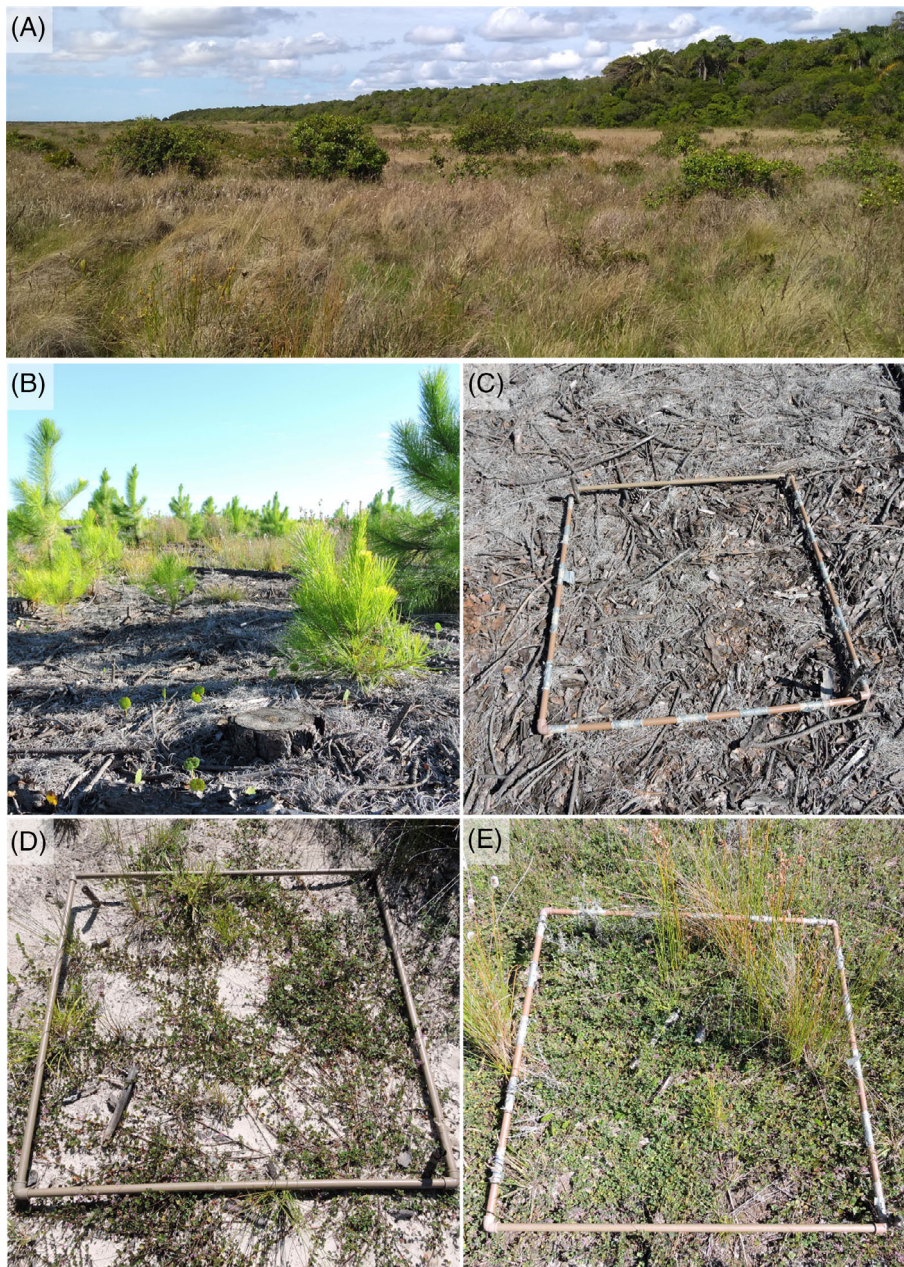


Figure 1. The study area and examples of experimental plots at Lagoa do Peixe National Park/South Brazil in the third sampling (year 2019). (A) The reference area; (B) the landscape around the study site (corresponding to the control treatment); (C) a 1 × 1-m plot without removal of pine litter; (D) a plot with manual litter removal; and (E) a plot with litter removal by burning.

compositions. Additionally, we hypothesized that burning would reduce reestablishment of pine by consuming seeds stored in the litter layer. Finally, we expected that by overcoming seed limitations, hay transfer would increase species richness and vegetation cover.

Methods

Study Area and Experimental Design

The study was conducted in Lagoa do Peixe National Park ($-31.254918^{\circ}\text{S}$, $-50.970841^{\circ}\text{W}$), a protected area in the coastal plain of southern Brazil. Climate is Köppen's Cfa (Peel et al. 2007). The mean annual temperature is $18\text{--}19^{\circ}\text{C}$ and the mean annual rainfall is $1,500\text{--}1,700\text{ mm}$ (Alvares et al. 2013). Grasslands in the coastal plain are dominated by perennial C4 grasses (Menezes et al. 2015). Like southern Brazilian grasslands in general, they developed under the influence of fire and grazing; today, most areas are used for livestock raising which is compatible with biodiversity

maintenance when stocking rates are adequate (Baggio et al. 2021). Species richness of coastal grasslands is lower compared to other regions of southern Brazil, but species composition is unique (Andrade et al. 2019). At the experimental site ($-31.065815^{\circ}\text{S}$, $-50.804949^{\circ}\text{W}$), pine (*Pinus elliottii* Engelm) had been planted approximately 30 years ago in natural grasslands on sandy substrate. In 2016, all trees were cut and all wood was removed. Since then, without any restoration activity, a homogeneous and dense layer of pine litter (approximately 10 cm) remained, and pine trees started to reestablish.

The installation of our experimental plots, the controlled burns, and the collection and application of hay were conducted in February 2017 (a few months after pine cutting), late summer in the southern hemisphere. In part of the area where the trees had been cut in the previous year, we installed six blocks with six $4 \times 4\text{-m}$ experimental units each (Fig. S1). Experimental units were separated by 1-m, untreated buffers. In a two-factor, completely randomized design, we assigned each experimental unit to one of three pine-litter removal treatments (no litter

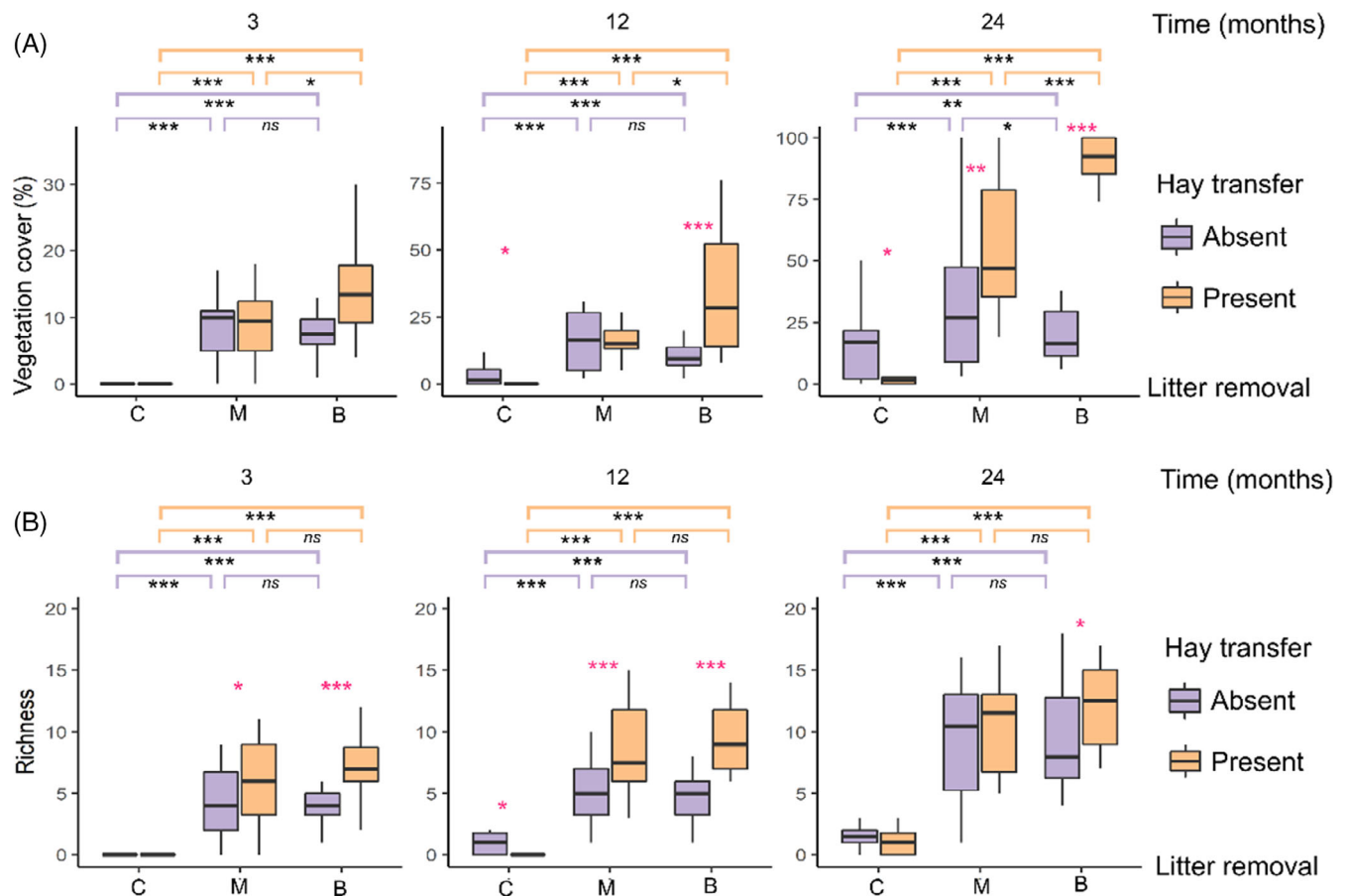


Figure 2. (A) Vegetation cover and (B) richness species (pooled data from three 1-m^2 sampling units per treatment) in experimental plots representing different litter-removal and hay addition treatments. Separate panels show data for 3 (May 2017), 12 (March 2018), and 24 (January 2019) months after treatment. Treatment codes are C = control, M = manual, and B = burn. Horizontal bars indicate significant differences among removal treatments; pink asterisks indicate significant differences between hay transfer treatments (pairwise contrasts). Level of significance is coded as $*p = 0.05$, $**p = 0.01$, and $***p = 0.001$; ns, nonsignificant: >0.05 . Note that for cover, the scale of the y-axis varies among panels. The boxplots represent the distribution of data. The central bold line is the median (50th quantile), inferior boxline is the 25th quantile, superior boxline is the 75th quantile, and whiskers represent minimum and maximum values.

removal [control], manual removal, and removal by controlled burning [hereafter burn] and to one of two hay application treatments (addition of hay or not) (Fig. S1). Controlled fires were conducted using a drip torch and manual litter removal was achieved with rakes and shovels. Hay was collected from a native grassland area considered as a reference and used for comparison with the experimental results. It was located approximately 2 km from the experimental site

(−31.057157°S, −50.810885°W) on similar topography and it had not recently experienced grazing. Hay was cut with a brush cutter, collected manually, and dried protected from wind and weather. After drying, hay was homogenized and 12 kg were applied to each plot (equivalent to 750 g/m²; Kiehl & Wagner 2006), shortly after litter removal. This resulted in a thin layer of hay that did not cover the entire experimental plot and did never exceed 2 cm in thickness.

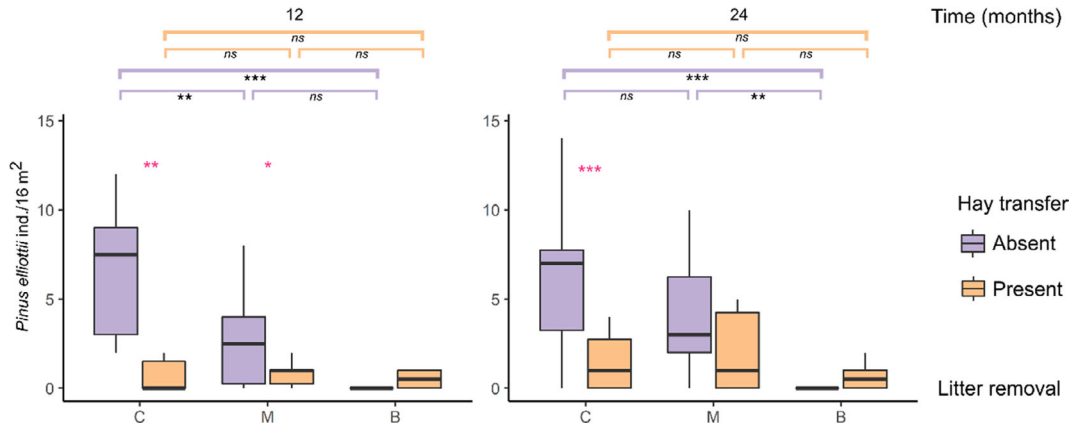


Figure 3. Density of *Pinus elliottii* individuals in the 16-m² experimental units, (A) 12 months and (B) 24 months after treatments. Separate panels show data for 12 (March 2018) and 24 (January 2019) months after treatment. Treatment codes are C = control, M = manual, and B = burn. Horizontal bars indicate significant differences among removal treatments; pink asterisks indicate significant differences between hay transfer treatments (pairwise contrasts). Level of significance is coded as **p* = 0.05, ***p* = 0.01, and ****p* = 0.001; ns, nonsignificant: >0.05). The boxplots represent the distribution of data. The central bold line is the median (50th quantile), inferior boxline is the 25th quantile, superior boxline is the 75th quantile, and whiskers cover minimum and maximum values.

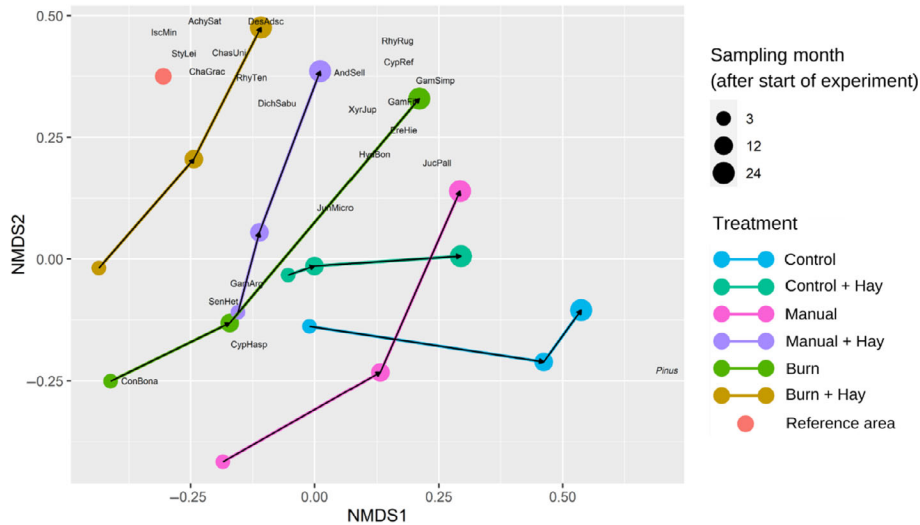


Figure 4. Nonmetric multidimensional scaling (NMDS) of vegetation recovery illustrating compositional variation among litter-removal and hay addition treatments 3, 12, and 24 months after application of the treatments. The circles represent the treatment centroids. Species centroids are shown as seven-letter codes: *Achyrocline satreoides* (AchySat); *Andropogon selloanus* (AndSell), *Chaetogastra gracilis* (ChacGrac), *Chascolytrum uniolae* (ChasUni), *Conyza bonariensis* (ConBona), *Cyperus haspan* (CypHasp), *Cyperus reflexus* (CypRef), *Desmodium adscendens* (DesAdsc), *Drosera brevifolia* (DroBrev), *Erechtites hieracifolius* (EreHie), *Gamochaeta argentina* (GamArg), *Gamochaeta filaginea* (GamFil), *Gamochaeta simplicaulis* (GamSimp), *Hydrocotyle bonariensis* (HydBon), *Ischaemum minus* (IscMin), *Juncus microcephalus* (JunMicro), *Juncus pallescens* (JunPall), *Pinus elliottii* (*Pinus*), *Rhynchospora rugosa* (RhyRug), *Rhynchospora tenuis* (RhyTen), *Senecio heterotrichus* (SenHet), *Stylosanthes leiocarpa* (StyLei), and *Xyris jupicai* (XyrJup). Stress = 0.22.

Table 1. Indicator species occurring in experiment plots for the different treatments of pine (*Pinus elliottii*) litter removal and hay transfer, integrating results from the three sampling times. IV, indicative values. Level of significance is coded as * $p = 0.05$, ** $p = 0.01$, and *** $p = 0.001$.

Sampling	Species/Treatment	IV	Control	Control Hay	Manual	Manual Hay	Burn	Burn Hay
3 months (May 2017)	<i>Conyza bonariensis</i>	0.816					*	*
	<i>Cyperus haspan</i>	0.902				**		**
	<i>Gamochaeta</i> sp.	0.958				***	***	***
	<i>Senecio heterotrichius</i>	0.861		*		*	*	*
	<i>Xyris jupicai</i>	0.831			*	*		
12 months (March 2018)	<i>Chascolytrum uniolae</i>	0.933		***		***		***
	<i>Conyza bonariensis</i>	0.764					*	*
	<i>Desmodium adscendens</i>	0.955						***
	<i>Dichanthelium sabulorum</i>	0.819		*		*	*	*
	<i>Gamochaeta argentina</i>	0.945					***	***
	<i>Juncus microcephalus</i>	0.963			***	***	***	***
	<i>Senecio heterotrichius</i>	0.913			**	**	**	**
	<i>Xyris jupicai</i>	0.830			*	*		
	<i>Achyrocline satureioides</i>	0.816						**
24 months (January 2020)	<i>Andropogon selloanus</i>	0.764			*	*	*	*
	<i>Chaetogastra gracilis</i>	0.641						*
	<i>Chascolytrum uniolae</i>	0.931				***		***
	<i>Cyperus obtusatus</i>	0.645					*	*
	<i>Cyperus reflexus</i>	0.929			**	**	**	**
	<i>Cyperus trigynum</i>	0.956	**		**	**	**	**
	<i>Desmodium adscendens</i>	0.935				***		***
	<i>Dichanthelium sabulorum</i>	0.871		*	*	*	*	*
	<i>Drosera communis</i>	0.913			***			
	<i>Erechtites hieracifolius</i>	0.780		**	**	**	**	
	<i>Eryngium elegans</i>	0.671						*
	<i>Gamochaeta filaginea</i>	0.799					**	**
	<i>Gamochaeta simplicaulis</i>	0.843					**	
	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	0.776	*				*	*
	<i>Ischaemum minus</i>	0.906				**		**
	<i>Juncus pallescens</i>	0.811			*	*	*	*
	<i>Pinus elliottii</i>	0.824	**		**			
	<i>Rhynchospora rugosa</i>	0.793				*	*	*
	<i>Rhynchospora tenuis</i>	0.729				*		*
	<i>Stylosanthes leiocarpa</i>	0.764						**
<i>Xyris jupicai</i>	0.866			**	**	**	**	

Vegetation Sampling

Vegetation was sampled three times: 3 months (May 2017), 12 months (March 2018), and 24 months (January 2019) after burning and hay application. Species were identified to the lowest taxonomic level possible, and cover was estimated in three permanently marked plots of 1 m² within each experimental unit, using the Londo (1976) decimal scale that measures plant cover in 10% classes (class mid-points transformed into percentage cover were used for analyses). We also counted all pine individuals in the plots. Community composition in the reference area was assessed in 20 plots of 1 × 1 m distributed throughout the reference site, prior to hay collection in February 2017.

Data Analysis

Generalized linear mixed models were constructed to evaluate the effects of treatments (litter removal and hay transfer) and time on response variables. Litter removal, hay transfer, and time were considered fixed factors with three, two, and three

levels, respectively, including the interactions between them. The six blocks were incorporated as a random effect in models. The first response variable was vegetation cover which numbers vary between 0 and 1 (0–100%), making the beta distribution a natural choice (through beta regression; Cribari-Neto & Zeileis 2010). The second response variable was count data for richness which was described by Poisson distribution. Poisson distribution was also used for third response variable, the count data of number of pines. Values of vegetation cover and richness were sampled in each of 1 m² triplicate, meanwhile the number of pines was assessed in each experimental unit. This means that for first two variables the total number of sampling units were: 2 (litter removal) × 3 (hay transfer) × 3 (times) × 6 (blocks) × 3 (triplicates) = 324. In case of number of pines the time was limited to only two levels (12 and 24 months) and a single sample per experimental unit, resulting in 2 (litter removal) × 3 (hay transfer) × 2 (times) × 6 (blocks) × 1 (sample) = 72 samples. It is noteworthy that the same experimental units were assessed over time, leading to autocorrelation in response variables. At this point we also incorporated a

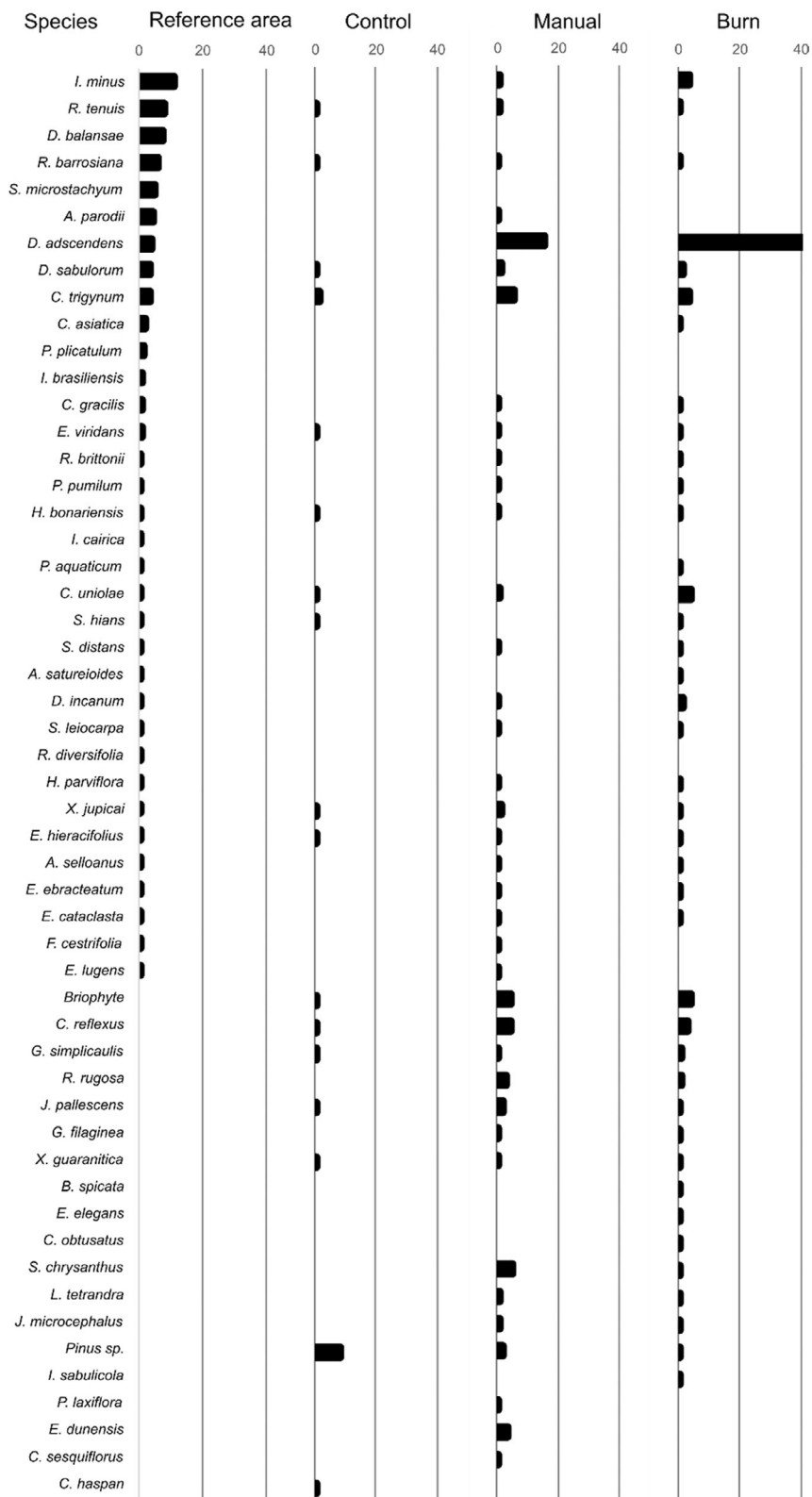


Figure 5. Species presence and cover 24 months after start of the experiment in the reference area and litter removal treatments. Only species with mean cover exceeding 0.5% in a treatment or reference site are shown. Species are ordered by occurrence in the reference area or, if absent from the reference area, in the burn treatment. For full species names see Table S14.

covariance structure in models thought a first-order autoregressive structure with homogenous variances. Where treatments or treatment interactions were significant, we used a Tukey's post hoc tests to compare levels of each factor, using an alpha level of 0.05 to assess significance.

We also produced a nonmetric multidimensional scaling (NMDS) ordination through the Hellinger dissimilarity matrix to evaluate the community composition under the treatments (litter removal and hay transfer) and their development over time. To show this development process, only centroids were plotted linked to others by a straight line representing the time (only two dimensions of NMDS with stress up to 0.25 was considered satisfactory). For multivariate analysis, the treatments were separated in six levels: control, control + hay, manual, manual + hay, burn, burn + hay. Additionally, a permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) under 999 permutations was used to test whether community composition differed among the six aforementioned fixed factors for each time. Tests of multivariate homogeneity of group dispersions (PERMDISP) were implemented to ensure that differences in community composition were attributable to differences in treatment centroids, not to differences in within-group variation (Anderson 2001). Pairwise tests were also implemented with Bonferroni *p*-values correction and alpha level of 0.05 to assess significance.

We use the *indicspecies* package—*multipatt* function (Cáceres & Legendre 2009). This function returns an *IVmax* and the *p*-value as a result. We used this analysis to assess the degree of association of individual species with all treatment combinations for each sampled period (not including data from the reference area). Additionally, we compared the vegetation cover percentage in each of the three litter removal treatments at 24 months with the reference area. All analyses were performed in R Statistical Environment (R Core Team 2021).

Results

Litter removal (Fig. 1) and hay transfer significantly affected plant community development (Tables S1 & S2; Fig. 2). Vegetation cover (Tables S3 & S4) and species richness (Tables S5 & S6) increased over time in our treatments, and were always (i.e. with and without hay transfer and at all sampling dates) significantly higher in litter-removal than in control plots (Fig. 2). Burn plots had higher vegetation cover than manual-removal plots after 24 months, but species richness did not differ between removal methods (Fig. 2). Compared to the control, hay transfer led to increased vegetation cover, irrespective of litter treatment. The effect was detected by 12 months in control and burned plots and by 24 months in manual-removal plots. Hay transfer significantly increased species richness in burned plots at all sampling dates; in manual removal plots after 3 and 12 months; and in control plots after 12 months, but not after 24 months (Fig. 2). Thus, the positive effect of hay addition on richness persisted only in the burn treatment.

Both types of litter-removal plots had fewer recruiting pines than did control plots and, after 24 months, burned plots had fewer pines than manual removal plots (Table S7; Fig. 3). Hay

transfer also led to significantly lower pine recruitment, but not in burned plots where recruitment was consistently low (Tables S8 & S9; Fig. 3).

The NMDS (Fig. 4) indicated that trajectories of control plots overall took a different course than those with restoration treatments even when pine is excluded from the analysis (Fig. S2). The PERMANOVA indicated significant differences in composition among nearly all treatments at all sampling dates (Tables S10–S12). Composition of the control plots always differed from that of the removal plots (Table S13).

The number of indicator species increased over time, consistent with the increase in species richness and gradient in vegetation development among treatments. The few indicator species after 3 months were from the families Asteraceae and Cyperaceae (Table 1). Twelve months after the start of the experiment, *Chascolytrum uniolae* (Nees) L. Essi, Longhi-Wagner & Souza-Chies, a frequent species in the reference area, appeared as indicator species in plots that received hay, even those without litter removal. After 24 months, several species from the reference area started to occur in the experimental plots with hay and were identified as indicator species (Table 1; Fig. 4). *Ischaemum minus* J. Presl was indicated only for hay transfer and litter removal treatments. *Desmodium adscendens* (Sw.) DC. and *Stylosanthes leiocarpa* Vogel are examples of species indicated by the analysis as representative of plots that received hay and had their litter removed.

Comparison of species' presence and cover among litter-removal treatments and the reference area indicates that, after 24 months, most reference-area species established in the litter-removal plots, although at much lower abundance (Fig. 5). Prostrate species, like *D. adscendens* and *Dichanthelium sabulorum* (Lam.) Gould & C.A. Clark were especially abundant in the treatment plots (Table S14 for full floristic list).

Discussion

Our study demonstrates that litter removal is an essential first step for restoring southern Brazilian coastal grasslands degraded by pine afforestation. Additionally, our results indicate that hay transfer can contribute to the recovery of native grassland vegetation. This second finding is noteworthy because previous studies (e.g. Le Stradic et al. 2014; Pilon et al. 2018; Thomas et al. 2019a) did not find positive effects of hay transfer for restoration in Brazilian grasslands. The best timing or mode of seed collection and transfer, and the adequate quantity of hay applied are not well understood for many grassland ecosystems in the tropics and subtropics, which may lead to contrasting results in different studies. Further studies of hay collection and transfer are warranted. Finally, our results highlight the use of fire as an important tool in restoration, in this case for the control of pine, a problematic non-native invasive species in tropical and subtropical regions (Durigan et al. 2020). Overall, our results clearly indicate that passive restoration is not sufficient to reverse the degradation of coastal grasslands that have been converted to pine plantations, evidenced not only by the very slow vegetation development in control plots, but also by the rapid recruitment of pine where the litter layer was not removed.

Our study reinforces that pine litter acts as a strong environmental filter *sensu stricto* (Kraft et al. 2015), preventing almost entirely the establishment of native species from the reference community and thus strongly influencing community assembly (see da Silveira et al. 2022 for a description of natural plant communities in the region). The few species that established without litter removal had very low abundances, even 2 years after hay transfer, indicating that not removing litter severely limits the return of native vegetation in southern Brazilian coastal grassland sites impacted by pine plantation. Importantly, manual litter removal was not as effective as burning in preventing the reestablishment of pine seedlings. Nonetheless, even with burning, the slow rate of reestablishment indicates that ongoing removal of seedlings may be needed to ensure successful restoration.

Not only did litter removal promote colonization of the degraded area by native species, but vegetation development was enhanced by hay transfer. The benefits for species richness were clear in manual removal and burn plots after 3 and 12 months, respectively, but diminished by 24 months. Hay transfer enhanced vegetation cover after 12 months in the burned treatment and after 24 months in the manual removal treatment. As revealed by the indicator species analysis, the legumes *Desmodium adscendens* and *Stylosanthes leiocarpa* and the grasses *Chascolytrum uniolae* and *Ischaemum minus*, all part of the reference community, were likely introduced by hay. Plots that received hay had compositional trajectories that differed considerably from those of plots without hay. In the latter, species from the Cyperaceae and Juncaceae were more important. Vegetation cover remained significantly higher, especially in the treatment where litter had been removed by burning: apparently, burns led to overall better vegetation growth in comparison to manual removal. Clearly, our study site suffered from seed limitation. As the species mentioned above reproduced in our study plots after 1 year, we cannot rule out that the lack of effect in plots with manual removal in the second year already is result of local seed dispersal and establishment during the experiment, that is, of success of hay transfer. We specifically observed that prostrate species, such as, *D. adscendens*, that are able to spread over large areas established high cover, also producing large amounts of seeds.

Previous studies on hay transfer in grassland restoration in Brazil suggest that the lack of success may be associated with soil conditions of the degraded area: native species may need more favorable conditions (e.g. suitable soil) to establish than those found at the degraded site (Le Stradic et al. 2014; Pilon et al. 2018; Thomas et al. 2019a). However, our study was conducted in the sandy coastal plain where environmental conditions are generally stressful due to low soil moisture and nutrient content (Ernst 1985), which possibly means that plant species from the regional species pool are rather tolerant to conditions considered adverse in other regions, such as open sandy soil, and that conditions were, in fact, not limiting in our case. The effectiveness of hay transfer may also depend on the timing of hay collection, quantity of hay transfer, and climatic conditions at the time of deposition. Clearly, further studies are

needed that evaluate the importance of timing and volume of hay transfer.

Fire was slightly more effective for the development of vegetation cover, as also found by Zanzarini et al. (2019). Manual removal of litter over large areas is unfeasible due to high costs, in contrast to fire which can be applied in controlled burns. Our study used controlled burns only for litter removal; the vegetation that established itself after the intervention of the experiment did not receive fire. As small *Pinus elliottii* individuals have low tolerance of fire (Monk 1968), periodic burning could also be considered to control ongoing invasion. Further studies are needed to assess the frequency of prescribed fire needed to achieve both pine control and grassland reassembly (see also Buisson et al. 2021).

This first study of restoration of coastal grasslands in southern Brazil provides clear evidence that litter removal and hay transfer can lead to recovery of native vegetation following removal of pine plantations. Future studies of hay transfer should focus on timing of hay collection and application and its implementation over larger areas, for instance through nucleation, e.g. “hay islands” distributed in degraded sites (Boaneres & de Azevedo 2014). Long-term monitoring is also needed to assess both the degree of plant community recovery and the vulnerability of restored sites to pine reinvasion.

Acknowledgments

The authors thank C. L. da Luz, E. D. Lozano, F. F. da Silveira, G. Minervini, L. S. Menezes, H. Streit, M. Nervo, P. U. C. Neves, P. A. Thomas, and R. G. Rolim for help in vegetation surveying and plant identification. The authors also thank M. Dechoum, L. S. Menezes, I. B. Schmidt, G. D. S. Seguer, the editor, and two anonymous reviewers for their comments on an earlier version of the manuscript. Our special thanks go to ICMBio staff at Lagoa do Peixe National Park, especially L. Signori, for their support. A.B.P., M.A.P.F.P. and L.d.S.R. acknowledge support from CAPES (financing code 001). This project was supported by a grant from Fundação O Boticário (1132_20182) and a CNPq research grant (432356/2018-5). G.E.O. is supported by CNPq (310345/2018-9).

LITERATURE CITED

- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22:711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26:32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Andrade BO, Bonilha CL, Overbeck GE, Martin-Vélez E, Rolim RG, Bordignon AL, et al. (2019) Classification of south Brazilian grasslands: implications for conservation. *Applied Vegetation Science* 00:1–17. <https://doi.org/10.1111/avsc.12413>
- Baggio R, Overbeck GE, Durigan G, Pillar VD (2021) To graze or not to graze: a core question for conservation and sustainable use of grassy ecosystems in Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation* 19:256–266. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.02>

- Basto S, Roa-Fuentes L, Moreno AC, Barrera-Cataño JI (2020) Seed bank responses after clearcutting *Pinus patula* plantations in Andean high montane areas. *Universitas Scientiarum* 25:517–543. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC25-3.sbra>
- Boaneres D, de Azevedo CS (2014) The use of nucleation techniques to restore the environment: a bibliometric analysis. *Natureza & Conservação* 12: 93–98. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2014.09.002>
- Brewer JS, Souza FM, Callaway RM, Durigan G (2018) Impact of invasive slash pine (*Pinus elliotii*) on groundcover vegetation at home and abroad. *Biological Invasions* 20:2807–2820. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1734-z>
- Buisson E, Fidelis A, Overbeck GE, Schmidt IB, Durigan G, Young TP, et al. (2021) A research agenda for the restoration of tropical and subtropical grasslands and savannas. *Restoration Ecology* 29:e13292. <https://doi.org/10.1111/rec.13292>
- Cribari-Neto F, Zeileis A (2010) Beta regression in R. *Journal of Statistical Software* 34:1–24. <https://doi.org/10.18637/jss.v034.i02>
- Cuevas YA, Zalba SM (2010) Recovery of native grasslands after removing invasive pines. *Restoration Ecology* 18:711–719. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00506.x>
- Cutler MR (1979) Fire management and land management. Putting them into perspective. Pages 1–2. In: Barney RJ (ed) Proceedings of the fire working group society, American foresters. USDA Forest Service General Technical Report INT, Washington D.C.
- Cáceres MD, Legendre P (2009) Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90:3566–3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- da Silveira FF, da Silva ML, Porto AB, Overbeck GE (2022) Environmental drivers and diversity of open plant communities in grassland and wetland mosaics in coastal southern Brazil. *Folia Geobotanica* 57:1–20. <https://doi.org/10.1007/s12224-022-09407-0>
- Durigan G, Abreu RCR, Pilon NAL, Ivanauskas NM, Virillo CB, Pivello VR (2020) Invasão por *Pinus* spp: ecologia, prevenção, controle e restauração. Instituto Florestal, São Paulo, Brazil
- Eriksson O, Ehrlén J (1992) Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. *Oecologia* 91:360–364. <https://doi.org/10.1007/BF00317624>
- Ernst WHO (1985) Some considerations of and perspectives in coastal ecology. *Vegetatio* 62:533–545. <https://doi.org/10.1007/BF00044779>
- Farley KA, Kelly EF (2004) Effects of afforestation of a páramo grassland on soil nutrient status. *Forest Ecology and Management* 195:281–290. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.015>
- Ferraro A, Fidelis A, Santos da Silva G, Stefano Piedade SMD, Appezzato-da-Glória B (2021) Long-term *Pinus* plantations reduce the bud bank in Cerrado areas. *Applied Vegetation Science* 24:e12537. <https://doi.org/10.1111/avsc.12537>
- Franco M, Úbeda X (2021) Prescribed fire management. *Current Opinion in Environmental Science and Health* 21:100250. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100250>
- Giles AL, Costa PB, Rowland L, Abrahão A, Lobo L, Verona L, et al. (2021) How effective is direct seeding to restore the functional composition of neotropical savannas? *Restoration Ecology* 30:1–13. <https://doi.org/10.1111/rec.13474>
- Gyenge J, Fernández ME, Salda GD, Schlichter TM (2002) Silvopastoral systems in northwestern Patagonia II: water balance and water potential in a stand of *Pinus ponderosa* and native grassland. *Agroforestry Systems* 55:47–55. <https://doi.org/10.1023/A:1020269432671>
- Huber A, Iroumé A, Bathurst J (2008) Effect of *Pinus radiata* plantations on water balance in Chile. *Hydrological Processes* 22:142–148. <https://doi.org/10.1002/hyp.6582>
- Kiehl K, Kirmer A, Donath TW, Rasran L, Hölzel N (2010) Species introduction in restoration projects—evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in central and northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* 11:285–299. <https://doi.org/10.1016/j.baec.2009.12.004>
- Kiehl K, Wagner C (2006) Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. *Restoration Ecology* 14:157–166. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00116.x>
- Klimkowska A, Kotowski W, van Diggelen R, AbP G, Dzierza P, Brzezinska K (2010) Vegetation re-development after fen meadow restoration by topsoil removal and hay transfer. *Restoration Ecology* 18:924–933. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00554.x>
- Kraft NJB, Adler PB, Godoy O, James EC, Fuller S, Levine JM (2015) Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology* 29:592–599. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>
- Le Stradic S, Buisson E, Fernandes GW (2014) Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. *Applied Vegetation Science* 17:482–492. <https://doi.org/10.1111/avsc.12074>
- Londo G (1976) The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33:61–64. <https://doi.org/10.1007/BF00055300>
- Menezes LS, Müller SC, Overbeck GO (2015) Floristic and structural patterns in south Brazilian coastal grasslands. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 87:2081–2090. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201520140555>
- Monk CD (1968) Successional and environmental relationships of the forest vegetation of North Central Florida. *American Midland Naturalist* 79:441–457
- Navarro-Cano JA, Barberá GG, Castillo VM (2010) Pine litter from afforestations hinders the establishment of endemic plants in semi-arid scrubby habitats of natura 2000 network. *Restoration Ecology* 18:165–169. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00606.x>
- Peel M, Finlayson B, McMahon T (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences* 11: 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pilon NAL, Buisson E, Durigan G (2018) Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. *Restoration Ecology* 26:73–81. <https://doi.org/10.1111/rec.12534>
- Pivello VR, Vieira I, Christianini AV, Ribeiro DB, Menezes LS, Berlick CN, et al. (2021) Understanding Brazil's catastrophic fires: causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspectives in Ecology and Conservation* 19:233–255. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>
- R Core Team (2021) A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria
- Rydgren K, Jørn-Frode N, Ingvild A, Inger A, Einar H (2010) Recreating semi-natural grasslands: a comparison of four methods. *Ecological Engineering* 36:1672–1679. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.07.005>
- Simberloff D, Nuñez MA, Ledgard NJ, Pauchard A, Richardson DM, Sarasola M, et al. (2010) Spread and impact of introduced conifers in South America: lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology* 35:489–504. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02058.x>
- Taylor BR, Parkinson D, Parsons WFJ (1989) Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology* 70:97–104. <https://doi.org/10.2307/1938416>
- Thomas PA, Overbeck GE, Müller SC (2019b) Restoration of abandoned subtropical highland grasslands in Brazil: mowing produces fast effects, but hay transfer does not. *Acta Botanica Brasilica* 33:405–411. <https://doi.org/10.1590/0102-33062018abb0377>
- Thomas PA, Schüler J, Boavista LR, Torchelsen FP, Overbeck GE, Müller SC (2019a) Controlling the invader *Urochloa decumbens*: subsidies for ecological restoration in subtropical Campos grassland. *Applied Vegetation Science* 22:96–104. <https://doi.org/10.1111/avsc.12407>
- Vieira M d S, Overbeck GE (2020) Small seed bank in grasslands and tree plantations in former grassland sites in the south Brazilian highlands. *Biotropica* 52:775–782. <https://doi.org/10.1111/btp.12785>
- Zanzarini V, Zanchetta D, Fidelis A (2019) Do we need intervention after pine tree removal? The use of different management techniques to enhance Cerrado natural regeneration. *Perspectives in Ecology and Conservation* 17:146–150. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.001>

Supporting Information

The following information may be found in the online version of this article:

Figure S1. The experimental design in the restoration experiment at Lagoa do Peixe National Park/South Brazil.

Figure S2. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) of vegetation recovery without *Pinus elliottii*.

Table S1. Analysis of deviance table (type II Wald chi-square tests) for vegetation cover.

Table S2. Analysis of deviance table (type II Wald chi-square tests) for species richness.

Table S3. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of litter removal treatments on vegetation cover.

Table S4. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of hay transfer on vegetation cover.

Table S5. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of litter removal on species richness.

Table S6. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of hay transfer on species richness.

Table S7. Analysis of deviance table (type II Wald chi-square tests) for pine individuals.

Table S8. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of litter removal for pine individuals.

Table S9. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of hay transfer for pine individuals.

Table S10. PERMANOVA results for litter removal and hay transfer for community vegetation in 3 months.

Table S11. PERMANOVA results for litter removal and hay transfer for community vegetation in 12 months.

Table S12. PERMANOVA results for hay transfer and litter removal for community vegetation in 24 months.

Table S13. Pairwise PERMANOVA for litter removal for three samplings.

Table S14. List of species occurring in the three sampling periods carried out in the experiment area at Lagoa do Peixe National Park, Mostardas, Brazil.

Coordinating Editor: Stuart Allison

Received: 10 December, 2021; First decision: 6 February, 2022;
Revised: 3 August, 2022; Accepted: 8 August, 2022

1 **Restoration of subtropical grasslands degraded by non-native pine plantation: effects of litter**
2 **removal and hay transfer**

3 **Ana Boeira Porto^{1*}, Marco Antônio Pires Ferreira do Prado², Lucas dos Santos Rodrigues³, Gerhard**
4 **Ernst Overbeck¹²**

5 ¹Grassland Vegetation Lab, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brazil

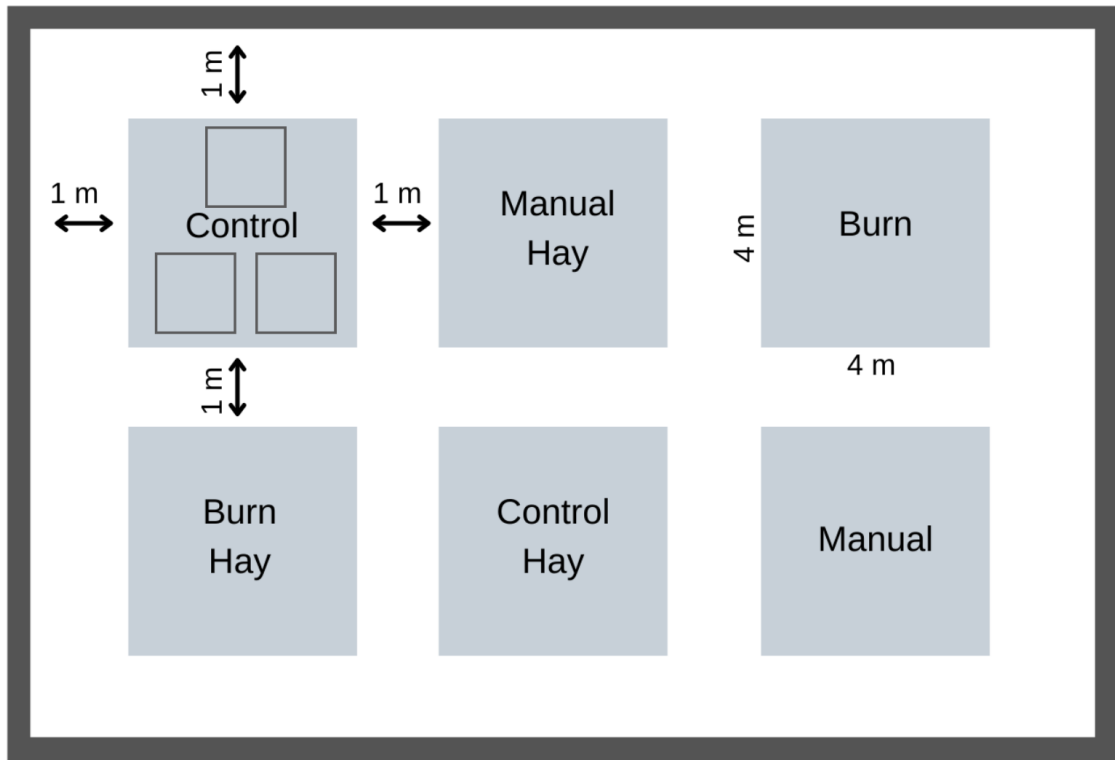
6 ²Plant Ecology Lab, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brazil

7 ³Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, Universidade Federal do Rio Grande, Rio
8 Grande, Brazil

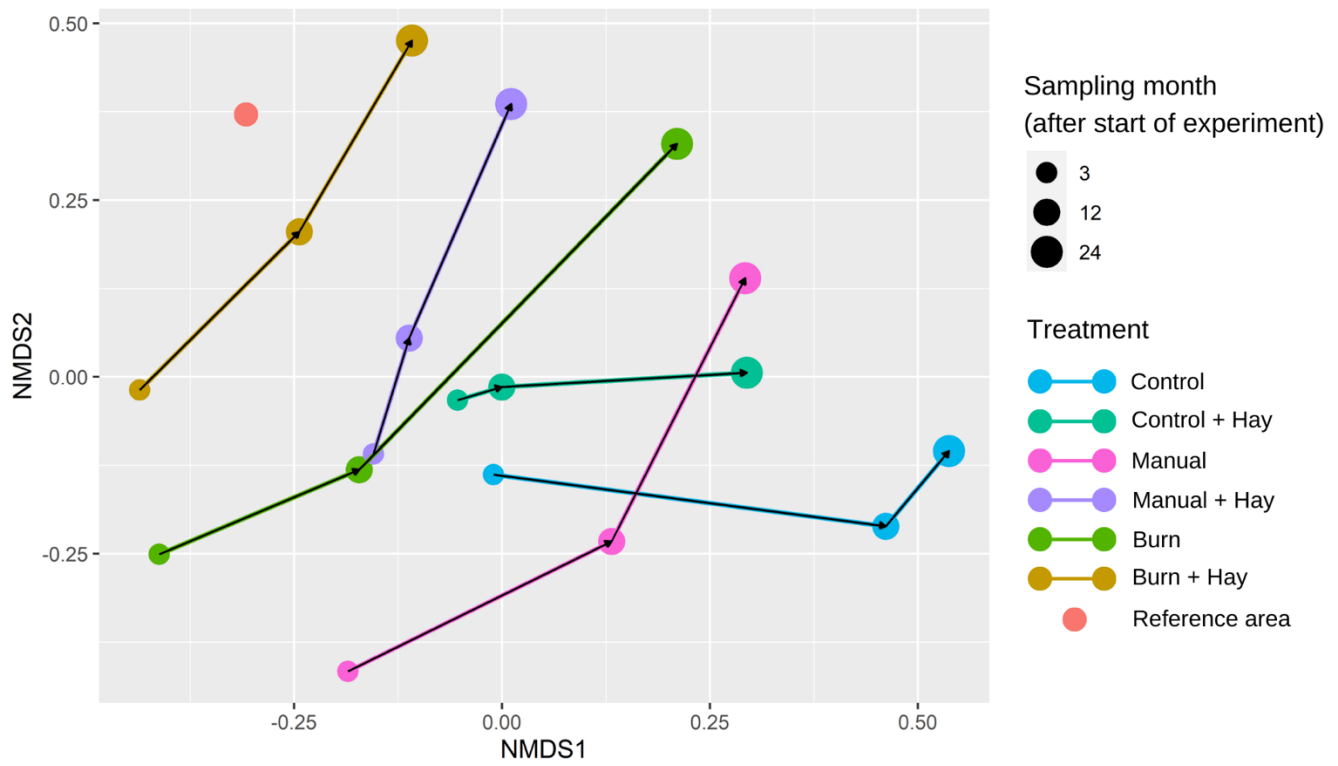
9 *Address correspondence to AB Porto, email aanaporto@gmail.com

10

11 **Supplementary material.** This supplementary material comprises complementary data from the vegetation
12 survey and additional statistical data.



13
 14 **Figure S1.** The experimental design in the restoration experiment at Lagoa do Peixe National Park/South
 15 Brazil. The experiment is a randomized, complete-block, two-factor design that tests removal of pine litter,
 16 with three levels (control – i.e. no litter removal, manual removal, and removal by controlled burn), and hay
 17 application (hay added or not). There were six blocks in total with three sampling units each. Within each
 18 experimental block, treatments were assigned randomly.



19

20 Figure S2. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) of vegetation recovery without *Pinus elliottii*
 21 illustrating compositional variation among litter-removal and hay addition treatments 3, 12, and 24 months
 22 after application of the treatments. The circles represent the treatment centroids. Stress = 0.25.

23 **Table S1.** Analysis of deviance table (Type II Wald chi-square tests) for vegetation cover.

	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
hay	26.587	01	<0.0001
litter	266.847	02	<0.0001
time	92.715	02	<0.0001
hay:litter	74.662	02	<0.0001
hay:time	33.027	02	<0.0001
litter:time	21.105	04	<0.0001
hay:litter:time	42.893	04	<0.0001
residual		303	
total		323	

24
25 **Table S2.** Analysis of Deviance Table (Type II Wald chisquare tests) for species richness.

	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
hay	40.273	01	<0.0001
litter	266.494	02	<0.0001
time	37.920	02	<0.0001
hay:litter	7.887	02	0.008
hay:time	9.861	02	0.004
litter:time	13.457	04	0.003
hay:litter:time	5.299	04	0.186
residuals		303	
total		323	

26
27 **Table S3.** Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of litter removal treatments on vegetation
28 cover.

time = 3, hay = absent				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	-1.504	0.332	-4.53	<0.0001
control - burn	-1.735	0.327	-5.302	<0.0001
manual - burn	-0.231	0.317	-0.728	0.7473
time = 12, hay = absent				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	-1.596	0.313	-5.099	<0.0001
control - burn	-1.186	0.322	-3.684	0.0008
manual - burn	0.41	0.296	1.385	0.3499
time = 24, hay = absent				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	-1.687	0.304	-5.554	<0.0001
control - burn	-1.027	0.315	-3.259	0.0036
manual - burn	0.661	0.274	2.415	0.043
time = 3, hay = present				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	-1.354	0.336	-4.028	0.0002
control - burn	-2.231	0.32	-6.962	<0.0001
manual - burn	-0.877	0.315	-2.785	0.0157
time = 12, hay = present				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value

control - manual	-2.35	0.321	-7.327	<0.0001
control - burn	-2.975	0.314	-9.464	<0.0001
manual - burn	-0.624	0.277	-2.252	0.0644

time = 24, hay = present

contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	-3.524	0.315	-11.203	<0.0001
control - burn	-5.645	0.361	-15.647	<0.0001
manual - burn	-2.121	0.3	-7.068	<0.0001

Table S4. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of hay transfer on vegetation cover.

time = 3, litter = control				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	0.03758	0.338	0.111	0.9114
time = 12, litter = control				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	0.75045	0.338	2.219	0.0272
time = 24, litter = control				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	0.86496	0.338	2.562	0.0109
time = 3, litter = manual				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	0.1873	0.329	0.57	0.5692
time = 12, litter = manual				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	-0.0036	0.287	-0.012	0.99
time = 24, litter = manual				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	-0.9716	0.259	-3.753	0.0002
time = 3, litter = burn				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	-0.4588	0.303	-1.516	0.1307
time = 12, litter = burn				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	-1.038	0.288	-3.607	0.0004
time = 24, litter = burn				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	-37.532	0.322	-11.662	<0.0001

Table S5. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of litter removal on species richness.

time = 3, hay = absent				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	-3.598	0.7154	-5.029	<0.0001
control - burn	-36.772	0.7147	-5.145	<0.0001
manual - burn	-0.0792	0.1621	-0.488	0.8768
time = 12, hay = absent				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	-16.885	0.2637	-6.404	<0.0001
control - burn	-16.327	0.2648	-6.165	<0.0001
manual - burn	0.0558	0.1494	0.373	0.926
time = 24, hay = absent				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	-1.666	0.1955	-8.52	<0.0001
control - burn	-17.364	0.1945	-8.928	<0.0001
manual - burn	-0.0704	0.1084	-0.65	0.7926
time = 3, hay = present				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	-39.699	0.7122	-5.574	<0.0001
control - burn	-41.819	0.711	-5.882	<0.0001
manual - burn	-0.2121	0.1304	-1.626	0.2346
time = 12, hay = present				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	-34.397	0.4536	-7.583	<0.0001
control - burn	-35.196	0.4531	-7.768	<0.0001
manual - burn	-0.0799	0.1109	-0.721	0.7511
time = 24, hay = present				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	-20.223	0.2125	-9.519	<0.0001
control - burn	-21.514	0.2109	-10.199	<0.0001
manual - burn	-0.1291	0.0996	-1.297	0.397

Table S6. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of hay transfer on species richness.

time = 3, litter = control				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	0.00109 0	0.998	- 0.001	0.9991
time = 12, litter = control				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	1.22308 0	0.508	2.408	0.0161
time = 24, litter = control				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	0.21461 0	0.268	0.8	0.4239
time = 3, litter = manual				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	0.37295 0	0.152	- 2.456	0.014
time = 12, litter = manual				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	0.52811 0	0.131	- 4.022	0.0001
time = 24, litter = manual				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	0.14165 0	0.107	- 1.329	0.1837
time = 3, litter = burn				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	0.50587	0.142	- 3.558	0.0004
time = 12, litter = burn				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	0.66384 0	0.132	- 5.037	<0.0001
time = 24, litter = burn				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	0.20036 0	0.101	- 1.974	0.0484

37 **Table S7.** Analysis of Deviance Table (Type II Wald chisquare tests) for pine individuals.

	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
hay	43.5835	2	<.0001
litter	8.0508	3	0.045
time	0.0093	1	0.923
hay:litter	2.9722	2	0.226
hay:time	1.2806	1	0.258
litter:time	3.6787	2	0.159
hay:litter:time	0.0015	2	0.999
residuals		57	
total		71	

38

39 **Table S8.** Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of litter removal for pine individuals.

time = 12, hay = absent				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	0.682	0.25	2.733	0.0224
control - burn	2.060	0.443	4.665	0.0001
manual - burn	1.380	0.474	2.920	0.0137
time = 24, hay = absent				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	0.347	0.227	1.525	0.2871
control - burn	2.020	0.445	4.543	0.0001
manual - burn	1.680	0.458	3.660	0.0016
time = 12, hay = present				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	0.095	0.409	0.233	0.9705
control - burn	0	0.397	0	10.000
manual - burn	-0.095	0.409	-0.233	0.9705
time = 24, hay = present				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
control - manual	-0.186	0.34	-0.546	0.8487
control - burn	0.415	0.401	1.035	0.5581
manual - burn	0.601	0.388	1.547	0.2769

40

41 **Table S9.** Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of hay transfer for pine individuals.

time = 12, litter = control				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	1.345	0.315	4.26	<.0001
time = 24, litter = control				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	1.080	0.291	-1.429	0.0005
time = 12, litter = manual				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	0.758	0.364	2.084	0.0416
time = 24, litter = manual				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	0.548	0.287	1.906	0.0617

time = 12, litter = burn

contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	-0.72	0.504	-1.429	0.1586

time = 24, litter = burn

contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
absent - present	-0.527	0.516	-1.022	0.3113

43 **Table S10.** PERMANOVA results for litter removal and hay transfer for community vegetation in three
 44 months.

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
litter	02	4.0754	2.03772	4.5535	0.21628	<0.0001
Residuals	33	14.7678	0.44751		0.78372	
Total	35	18.8432			1	
hay	01	0.9233	0.92334	1.7519	0.049	0.0477
Residuals	34	17.9199	0.52705		0.951	
Total	35	18.8432			1	

45

46 **Table S11.** PERMANOVA results for litter removal and hay transfer for community vegetation in 12 months.

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
litter	02	4.7331	2.36656	4.8085	0.22566	<0.0001
Residuals	33	16.2412	0.49216		0.77434	
Total	35	20.9744			1	
hay	01	2.1309	2.13086	3.8448	0.10159	<0.0001
Residuals	34	18.8435	0.55422		0.89841	
Total	35	20.9744			1	

47

48 **Table S12.** PERMANOVA results for hay transfer and litter removal for community vegetation in 24 months.

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
litter	02	4.6948	2.3474	4.1988	0.20285	<0.0001
Residuals	33	18.4493	0.55907		0.79715	
Total	35	23.1441			1	
hay	01	2.8031	2.80311	4.6854	0.12112	<0.0001
Residuals	34	20.341	0.59827		0.87888	
Total	35	23.1441			1	

49

50 **Table S13.** Pairwise PERMANOVA for litter removal for three samplings.

Months	pairs	F.Model	R2	p.value	p.adjusted
3	burn vs control	6.05654	0.21586901	0.001	0.003
	burn vs manual	2.29417	0.09443283	0.001	0.003
	control vs manual	2.80672	0.11314336	0.001	0.003
12	burn vs control	3.96621	0.15274496	0.001	0.003
	burn vs manual	2.34946	0.0964893	0.061	0.183
	control vs manual	2.29897	0.09461191	0.001	0.003
24	burn vs control	8.36419	0.2754623	0.001	0.003
	burn vs manual	2.55877	0.1041896	0.084	0.252
	control vs manual	4.35443	0.1652258	0.002	0.006

51

Family	Species / Sampling Year	2017	2018	2019
Apiaceae	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.		x	x
	<i>Eryngium ebracteatum</i> Lam.			x
	<i>Eryngium elegans</i> Cham. & Schtdl.	x	x	x
Araliaceae	<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	x	x	x
	<i>Hydrocotyle exigua</i> (Urb.) Malme			x
Asteraceae	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.			x
	Asteraceae sp.		x	
	<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	x	x	
	<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill.			x
	<i>Baccharis subtropicalis</i> G.Heiden			x
	<i>Chevreulia sarmentosa</i> (Pers.) Blake	x		
	<i>Conyza blakei</i> (Cabrera) Cabrera	x		x
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	x	x	
	<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.		x	x
	<i>Gamochaeta simplicicaulis</i> (Willd. ex Spreng.) Cabrera	x		x
	<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	x	x	x
	<i>Gamochaeta argentina</i> Cabrera	x	x	x
	<i>Gamochaeta filaginea</i> (DC.) Cabrera	x		x
	<i>Pluchea laxiflora</i> Hook. & Arn. ex Baker			x
	<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera			x
	<i>Pterocaulon angustifolium</i> DC.			x
	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	x	x	
	<i>Senecio heterotrichius</i> DC.	x	x	x
	<i>Solidago chilensis</i> Meyen	x		
	Convolvulaceae	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	x	
Cyperaceae	<i>Cyperus trigynus</i> Spreng.	x	x	x
	<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	x	x	x
	<i>Cyperus haspan</i> L.	x	x	x
	<i>Cyperus obtusatus</i> (J.Presl & C.Presl) Mattf. & Kük.	x	x	x
	<i>Cyperus polystachyos</i> Rottb.	x	x	
	<i>Cyperus reflexus</i> Vahl	x	x	x
	<i>Cyperus sellowianus</i> (Kunth) T.Koyama			x
	<i>Cyperus sesquiflorus</i> (Torr.) Mattf. & Kük.			x
	<i>Eleocharis dunensis</i> Kük.			x
	<i>Eleocharis maculosa</i> (Vahl) Roem. & Schult.	x	x	
	<i>Eleocharis viridans</i> Kük. ex Osten	x	x	x
	<i>Fimbristylis complanata</i> (Retz.) Link			x
	<i>Rhynchospora Barrosiana</i> Guagl.	x	x	x
	<i>Rhynchospora brittonii</i> Gale			x
	<i>Rhynchospora holoschoenoides</i> (Rich.) Herter			x
	<i>Rhynchospora rugosa</i> (Vahl) Gale			x
	<i>Rhynchospora tenuis</i> Link			x
<i>Scleria distans</i> Poir.	x	x	x	
Droseraceae	<i>Drosera brevifolia</i> Pursh	x		x
Eriocaulaceae	<i>Syngonanthus chrysanthus</i> (Bong.) Ruhland	x	x	x
Fabaceae	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	x	x	x
	<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.			x

	<i>Indigofera sabulicola</i> Benth.			x
	<i>Rhynchosia diversifolia</i> Micheli	x		
	<i>Stylosanthes leiocarpa</i> Vogel		x	x
Gentianaceae	<i>Schultesia australis</i> Griseb.			x
Haloragaceae	<i>Laurembergia tetrandra</i> (Schott) Kanitz			x
Juncaceae	<i>Juncus marginatus</i> Rostk.	x		
	<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	x	x	x
	<i>Juncus pallescens</i> Lam.			x
Lamiaceae	<i>Hyptis brevipes</i> Poit.			x
	Lamiaceae sp.		x	
Lentibulariaceae	<i>Utricularia tricolor</i> A.St.-Hil.			x
Lycopodiaceae	<i>Palhinhaea cernua</i> (L.) Franco & Vasc.			x
Melastomataceae	<i>Chaetogastra gracilis</i> (Bonpl.) DC.	x	x	x
	<i>Chaetogastra versicolor</i> (Lindl.) P.J.F.Guim. & Michelang.			x
	<i>Leandra</i> sp.		x	
Menyanthaceae	<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze	x		
Moraceae	<i>Ficus cestrifolia</i> Schott ex Spreng.	x	x	x
Onagraceae	<i>Ludwigia multinervia</i> (Hook. & Arn.) Ramamoorthy	x	x	
Orchidaceae	<i>Habenaria parviflora</i> Lindl.	x	x	x
Pinaceae	<i>Pinus elliotii</i> Engelm.		x	x
Plantaginaceae	<i>Bacopa monnieri</i> (L.) Pennell			x
Poaceae	<i>Andropogon selloanus</i> (Hack.) Hack.	x	x	x
	<i>Andropogon bicornis</i> L.			x
	<i>Axonopus parodii</i> Vahls (ined.)	x		x
	<i>Chascolytrum poomorphum</i> (J. Presl) L. Essi, Longhi-Wagner & Souza-Chies			x
	<i>Chascolytrum uniolae</i> (Nees) L. Essi, Longhi-Wagner & Souza-Chies	x	x	x
	<i>Danthonia secundiflora</i> J.Presl		x	x
	<i>Dichantherium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A. Clark	x	x	x
	<i>Digitaria balansae</i> Henrard	x		
	<i>Eragrostis cataclasta</i> Nicora			x
	<i>Eragrostis lugens</i> Nees			x
	<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.	x		
	<i>Ischaemum minus</i> J.Presl			x
	<i>Panicum aquaticum</i> Poir.			x
	<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	x		
	<i>Paspalum pumilum</i> Nees	x	x	x
	<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R.Arrill. & Izag.		x	
	<i>Schizachyrium plumigerum</i> (Ekman) Parodi			x
	<i>Steinchisma hians</i> (Elliott) Nash			x
	<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	x	x	x
Portulacaceae	Portulacaceae sp.	x	x	
Rubiaceae	<i>Galium humile</i> Cham. & Schldl.		x	
	<i>Oldenlandia salzmannii</i> (DC.) Benth. & Hook.f. ex B.D.Jacks.	x	x	x
Xyridaceae	<i>Xyris guaranítica</i> Malme			x
	<i>Xyris jupicai</i> Rich.	x	x	x
-	Bryophyte		x	x
-	Fern	x	x	

Capítulo 2

Hay transfer in the restoration of subtropical grasslands: do harvest
date and amount of hay matter?

Ana Boeira Porto, Pedro Augusto Thomas, Lucas dos S. Rodrigues, Gerhard
Ernst Overbeck

Manuscrito a ser submetido no periódico Applied Vegetation Scien

Capítulo 2

Hay transfer in the restoration of subtropical grasslands: do harvest
date and amount of hay matter?

Ana Boeira Porto, Pedro Augusto Thomas, Lucas dos S. Rodrigues, Gerhard
Ernst Overbeck

Manuscrito a ser submetido no periódico Applied Vegetation Science

1 **Title**

2 Hay transfer in the restoration of subtropical grasslands: do harvest date and amount of
3 hay matter?

4

5 **Short Running Title**

6 Harvest date and amount of hay for restoration of subtropical grasslands

7

8 **Authors and addresses**

9 Ana Boeira Porto^{1, 2*} (ORCID 0000-0001-7763-013X), Pedro Augusto Thomas^{3, 4}
10 (ORCID 0000-0001-5629-9222), Lucas dos Santos Rodrigues⁵ (0000-0003-2310-2619),
11 Gerhard Ernst Overbeck^{1, 2, 4} (ORCID 0000-0002-8716-5136)

12 ¹ Grassland Vegetation Lab, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre,
13 BR

14 ² Graduate Program in Botany, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto
15 Alegre, BR

16 ³ Plant Ecology Lab, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, BR

17 ⁴ Graduate Program in Ecology, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto
18 Alegre, BR

19 ⁵ Demersal Fishing Resources Lab and Graduate Program in Biological Oceanography,
20 Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, BR

21

22 **Correspondence**

23 * Ana Boeira Porto, Av. Bento Gonçalves, 9500, Prédio 43432, Sala 118. CEP 91501-
24 970. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil. e-mail: aanaporto@gmail.com

25

26 **Author contributions**

27 ABP, PAT, and GEO conceived and designed the research; ABP and PAT collected hay
28 and set up the experiment; ABP, PAT, LdSR and GEO analyzed the data, wrote, and
29 edited the manuscript.

30

31 **Abstract**

32 Aims: After conversion of subtropical grasslands to other land uses, active restoration is
33 necessary, but knowledge on techniques is still incipient, especially in southern Brazil.
34 Hay transfer is a technique employed to restore temperate grasslands and its use is
35 promising for subtropical grasslands as well, but efficiency may vary depending on time
36 of hay harvest and amount of hay used. In a restoration experiment, we evaluated effects
37 of harvest date and hay quantity on vegetation cover, species richness and species
38 composition in subtropical grasslands in Southern Brazil.

39 Locations: coastal grasslands, Lagoa do Peixe National Park, Rio Grande do Sul, Brazil.

40 Methods: We transfer undried hay from a well-conserved reference area at three different
41 dates (mid-spring, early-summer, and mid-summer) onto a former grassland site
42 degraded by pine plantations. We used two different amounts of hay (500 g/m² and 1000
43 g/m²). Over a period of two years, we assessed vegetation cover, species richness and
44 species composition in each treatment.

45 Results: In the first year, vegetation cover did not exceed 15% and hay from February
46 tended to lead to lower vegetation cover (significant differences with hay from January
47 and November, for 500 g/m² and 1000 g/m², respectively). In the second year, cover
48 values were much lower than in the first year, with few significant differences among
49 treatment combination, as a drought period impeded vegetation development. More C₃
50 species come from mid-spring and early-summer hay while C₄ species come hay from
51 mid-summer. Lower quantities of hay tended to increase general cover and richness.

52 Conclusions: Freshly cut undried hay can be an effective way to reintroduce native
53 species in degraded subtropical grasslands. Timing of hay collection and the amount of
54 hay used influence vegetation development at the restoration site. The drought in the

55 second sampling illustrates the need to consider the possibility of negative climatic
56 conditions in restoration planning.

57

58 **Key words**

59 Campos Sulinos, Old-Growth grassland, Open ecosystem, Pampa grasslands, South
60 Brazilian grasslands; Species introduction

61

62 **Introduction**

63 Biodiversity loss in subtropical grasslands, mainly due to habitat conversion, has
64 been strong despite the ecological, economical, and cultural importance of these
65 ecosystems (Andrade et al. 2015, Veldman et al. 2015; Buisson et al. 2019). The
66 resilience of tropical and subtropical grasslands to exogenous disturbances (e.g.
67 afforestation, invasive species) is low which means that spontaneous recovery of the
68 vegetation is difficult and active restoration, usually involving species introduction, is
69 necessary in (Buisson et al. 2019). Turf transplanting, direct sowing and hay or topsoil
70 transfer have been used successfully in the restoration of grasslands, especially in
71 temperate regions (Kiehl et al. 2010; Klimkowska et al. 2010; Rydgren et al. 2010). Hay
72 transfer consists in cutting and collecting the vegetation at a well-conserved donor site
73 (reference area) when seeds of many species are mature and in transferring this material
74 to the area to be restored. The objective is to increase species and genetic diversity at
75 the degraded site and also provide safe conditions for germination of seeds and
76 establishment of plants (Kiehl et al. 2010). However, experiences with this technique in
77 subtropical grasslands, where restoration is a recent topic, still is scanty (Overbeck et
78 al., 2013; Guerra et al., 2020).

79 For subtropical grasslands in South Brazil, to date only five published studies
80 evaluated the introduction of native species, using hay transfer (Thomas et al. 2019a;
81 Thomas et al. under review; Porto et al. 2022a), seeding (Thomas et al. 2019b) and seed
82 traps (Porto et al. 2022b). The studies on hay transfer showed contrasting results:

83 Thomas et al. (2019a; 2019b) did not find significant effects of hay on vegetation
84 development, while Porto et al. (2022) demonstrated a contribution of hay to the return
85 of native vegetation.

86 In subtropical grasslands, different species disperse their propagules at different
87 periods, from mid-spring to mid-autumn, (e.g. for South Brazilian grasslands: Overbeck
88 et al. 2018). The coexistence of C₃ and C₄ species is one of the most notable
89 characteristics of Brazilian subtropical grasslands when compared to other open
90 environments such as the *Cerrado* (Brazilian savanna) which is dominated by C₄ grasses
91 and in temperate grasslands with higher cover of C₃ species (Overbeck et al. 2009).
92 Different periods of seed maturation of different species mean that timing of seed harvest
93 should have a high influence on restoration success. The period of hay collection defines
94 species composition of the seed community, and this can drive the subsequent
95 vegetation development in degraded areas (Goret et al. 2021).

96 The amount of hay used is another variable that influences restoration success.
97 In a study on restoration of calcareous grasslands, the application of thick layers (800
98 g/m² hay) led to lower relative transfer rates than a thinner layer (Kiehl et al. 2006), i.e.,
99 more hay is not always more efficient. On the other hand, in mesic grasslands (Edwards
100 et al. 2007), using a thin hay layer (ratio of 1:3 donor-receptor site) led to a lower number
101 of established species than thicker layers (ratio of 1:1 donor-receptor site). The weight-
102 seed ratio in hay can vary due to productivity of the donor sites as well as through
103 management; for instance, lack of grazing management can lead to accumulation of
104 biomass, as well as to diversity losses (e.g. Ferreira et al. 2020). Depending on the
105 climatic conditions of the region (e.g. slow decomposition rate due to high humidity and
106 low temperature), more hay can reduce germination due to shading and high humidity.
107 The ideal amount of hay will thus depend on the type of plant community, the productivity
108 of the donor site and the conditions at the degraded site (Kiehl et al. 2010).

109 The previous studies in the region tested dry hay collected in autumn and mid-
110 autumn with transfer of 500 g/m² (Thomas et al. 2019b), 600 g/m² (Thomas et al. 2019a)

111 and mid-summer with 750 g/m² (Porto et al. 2022). Considering the divergent results,
112 generalizations about hay efficiency from these studies on South Brazilian grasslands
113 cannot be made. In an experimental approach, we here aim to evaluate the effect of
114 different amounts of freshly cut undried hay from different harvest dates on plant species
115 establishment in coastal grasslands in southern Brazil with a history of degradation by
116 non-native pine (*Pinus elliottii* Engelm) plantations. We assessed hay harvested at three
117 different dates: midspring (November), early summer (January), and midsummer
118 (February), i.e., with different species fruiting at the moment of harvesting. For all harvest
119 dates, we evaluated the effect of two different amounts of hay, 500 e 1000 g/m²,
120 considering vegetation cover, species richness and species composition in the
121 experimental plots as response variables.

122

123 **Materials and Methods**

124 *Study area*

125 The study was conducted in the coastal plain of southern Brazil in the protected
126 area Lagoa do Peixe National Park (LPNP; -31.254918° S, -50.970841° W). Climate is
127 Köppen's Cfa (Peel et al., 2007). Mean annual temperature is 18-19 °C and mean annual
128 rainfall is 1500-1700 mm (Alvares et al. 2013). During the second year of our experiment,
129 2021 to 2022, weather conditions were unusually dry (Fig. S1; Fig. 1). Grasslands in the
130 coastal plain of the state of Rio Grande do Sul represent 13% of grasslands that are still
131 present in the state (Cordeiro and Hasenack 2009). Here afforestation by pine and
132 annual crops (in particular, rice) are the main threats (Mapbiomas 2022). Coastal
133 grasslands in southern Brazil occur over extended areas in the coastal plain, with small
134 topographic variation contribution to variation in plant communities (da Silveira et al.
135 2022). Dominated by perennial C₄ grasses, they clearly differ from other grasslands in
136 southern Brazil (Menezes et al. 2015; Andrade et al. 2019).

137 In the 1980s, the government funded pine plantations converting large extensions
138 of coastal grasslands. At the experimental area (-31.065952° S, -50.805324° W), pine

139 had been planted before the creation of protected area. In 2016, all trees were cut.
140 However, without any restoration activity, a dense layer of pine litter remained, leading
141 to re-establishment of pines and impeding native vegetation recovery.

142

143 *Experimental design*

144 The installation of our experimental plots occurred in November of 2019, three
145 years after pine cutting. In part of the area where the trees had been cut, we installed six
146 blocks with seven 1.20 x 1.20 m experimental units each (Suppl. Fig. S1). Experimental
147 units were separated by 1 m, untreated buffers. In a two-factor, completely randomized
148 design, we assigned each experimental unit to one of three hay harvest dates: (1) hay
149 from midspring, collected in November; (2) hay from early summer, collected in January;
150 and (3) hay from midsummer, collected in February. We used two distinct amounts of
151 hay: (1) 500 g/m² and (2) 1000 g/m² (see Suppl. Fig. 1, Fig. S2). Hay was collected from
152 a native grassland donor site used for comparison with the experimental results. It was
153 located approximately 2 km from the experimental site (-31.057157° S, -50.810885° W)
154 on similar topography and it had not recently experienced grazing nor fire (Fig. 1). Hay
155 was cut with a brush cutter, collected manually, weighed, and transferred to experimental
156 units fresh, shortly after pine litter removal (Fig. 1). Hay was transferred only once to
157 each experimental unit (see Suppl. Fig. S2). Additionally, we had a control treatment
158 where no hay was introduced.

159 *Vegetation sampling*

160 We carried out the first vegetation sampling one year after hay transfer, with three
161 sampling dates (November 2020, January 2021, February 2021; first sampling period,
162 Fig. S2), and repeated sampling after one year (second sampling period, see Fig. S3 for
163 more details). Species were identified to the lowest taxonomic level possible, and cover
164 was estimated in permanently marked plots of 1 m² within each experimental unit (block),
165 using the Londo (1976) decimal scale that measures plant cover in 10% classes (class

166 mid-points transformed into percentage cover were used for analyses). Community
167 composition in the donor site was assessed in 20 plots of 1 x 1 m distributed throughout
168 the donor site, prior to hay collection in February 2017.

169

170 *Data analysis*

171 We used generalized linear mixed models (GLMMs) to assess the effect of hay
172 harvest date and the different amounts of hay for each sampling period. These analyses
173 were conducted separately for the two sampling periods, as community composition
174 differed between years due to the dry spell (see additional analyses in Suppl. Material;
175 Fig. S3; S4). Both hay harvest date and amounts of hay were considered fixed factors
176 with three and two levels, respectively, including the interactions between them. The six
177 blocks and six samplings were incorporated as random effects in models. The first
178 response variable was vegetation cover which numbers vary continuously between zero
179 and one (0–100%), making the beta distribution a natural choice (Cribari-Neto & Zeileis
180 2010). The second response variable was count data for richness which was described
181 by Poisson distribution. Values of vegetation cover and richness were sampled in each
182 of 1 m², resulting in a total number of sampling units of 3 (hay harvest date) x 2 (amounts
183 of hay) x 6 (blocks) x 3 (months) x 1 (sample) = 108. The same experimental units were
184 assessed over samplings, leading to autocorrelation in response variables. We also
185 incorporate a covariance structure in models through a first-order autoregressive
186 structure with homogenous variances. Where treatments or treatment interactions were
187 significant, we used a Tukey's post hoc tests to compare levels of each factor, using an
188 alpha level of 0.05 to assess significance.

189 We used the treemap diagram and bar graphs to illustrate plant community
190 composition for each treatment (hay harvest date and amounts) using values of mean
191 cover and species richness. For these analysis we separated the species in two groups:
192 grasses (Poaceae species) and forbs (all the others species - e.g. herbs, legumes,

193 graminoid species; such as in Smith et al. 1996). All analyses were performed in R
194 Statistical Environment (R Core Team 2021).

195

196 **Results**

197 A total of 34 species from 12 families were found in the experimental plots (Table
198 S1). The most species-rich families were Poaceae (9), Cyperaceae (9) and Asteraceae
199 (4). The plant composition of the control plots was very distinct of that of the donor site
200 and of experimental plots. Only two grass species occurred in control plots (*Dichanthelium*
201 *sabulorum* and *Eragrostis cataclasta*), in very low cover. In control plots, Cyperaceae
202 was the most representative family with seven species (Table 1), and *Xyris jupicai*,
203 *Drosera brevifolia* and one species of moss (not identified) were the species that
204 presented the highest cover values after Cyperaceae's species.

205 In the first sampling period (2020/2021), vegetation cover in the treatment plots
206 varied considerably among hay harvest date and amounts but did not exceed 15% in
207 any plot (Fig. 2A; Table S4, S5). For hay from January and February, the lower amount
208 of hay lead to significantly higher cover values (Table S6). Within each hay amount level,
209 hay from February tended to lead to lower vegetation cover (significant differences with
210 hay from January and November, for 500 g/m² and 1000 g/m², respectively). For richness
211 in 500 g/m², only hay from January and February differed (Table S7, S8). Hay from
212 January showed significant differed between the amounts for richness (Table S9). The
213 amount with 500 g/m² showed higher values of cover and richness in the first sampling
214 period (Fig. 2A).

215 In the second sampling period (2021/2022), cover values were much lower than
216 in the first year (mean values per treatment below 5%), with few significant differences
217 among treatment combinations (Fig. 2B, Tables S10, S11, S12). Species richness, also
218 lower than in the first year, showed no significant difference among hay harvest date and
219 amounts (Fig. 2B, Tables S13, S14, S15).

220 Plant community composition in the experiment was also influenced by hay
221 harvest date and amounts (Fig. 3 and 4). Hay from November and January in the 500
222 g/m² showed more forbs cover, while the 1000 g/m² treatment showed more grass cover
223 (Fig. 3). On the other hand, hay from February in both amounts showed higher cover
224 values for the forbs compared to grass. While some species were transferred at all dates
225 (e.g., *D. sabulorum*), others were only transferred at some sampling dates, such as the
226 winter grass *C. uniolae* which only appears, in the second year, with little cover in plots
227 that received hay in February, and summer grasses such as *A. parodii*, *E. cataclasta*,
228 and *S. secundatum* which only appeared in plots that received hay in February.

229 We found 24 forbs species in the experimental area. The species with the highest
230 cover values for the first sampling period (2020/2021) were two species of Fabaceae (*D.*
231 *adscendes* and *I. sabulicola*), one species of Juncaceae (*Juncus* cf. *densiflorus*) and four
232 species of Cyperaceae (*C. tryginum*, *Cyperus reflexus*, *Rhynchospora* sp. and
233 *Eleocharis* sp.; Fig. 4). In the second sampling period (2021/2022), the Xyridaceae *Xyris*
234 *jupicai* had the highest cover values among treatments (Fig. 4). The other representative
235 species, as in the first sampling, belonged to the families Juncaceae (*J. microcephalus*)
236 and Cyperaceae (*R. barrosiana*, *Cyperus* sp., *Eleocharis viridans* and *C. tryginum*).

237

238 Discussion

239 Our data confirm that hay can be an effective way to reintroduce native species
240 in degraded subtropical grasslands, as shown in Porto et al. (2022a), but indicates that
241 both the timing of hay collection and the amount of hay used influence vegetation
242 development at the restoration site. Also, our study emphasizes that vegetation
243 development can be highly influenced by climatic conditions, which may make
244 restoration more challenging under scenarios of climate change and more climatic
245 extreme events. In contrast to other studies in subtropical grasslands that used dry hay
246 (Thomas et al. 2019; Porto et al. 2022), we transfer freshly cut undried hay to
247 experimental plots. Using freshly cut hay, without drying, may have advantages in

248 comparison to dry hay because the drying process can take days, be costly and often
249 unfeasible due to the difficulty of transporting it to an appropriate place for drying (Kiehl
250 et al. 2010).

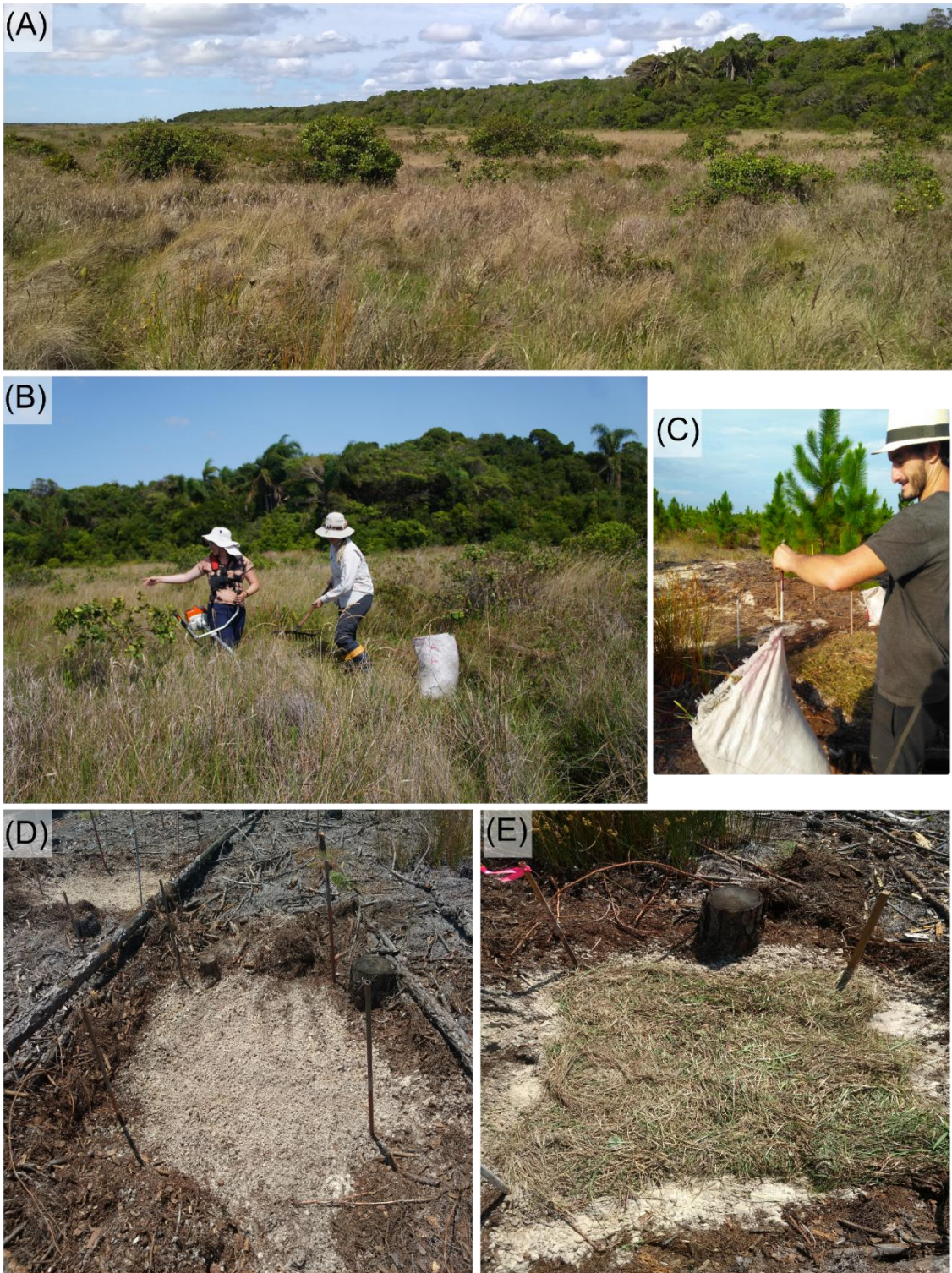
251 We used two different amounts (500 g/m² and 1000 g/m²) and our results showed
252 that lower quantities of hay tended to increase general cover and richness, similar as
253 found by Thomas et al. (under review). The donor site vegetation is an area that did not
254 receive disturbances (such as fire or grazing) for several years and showed high
255 dominance of C₄ grasses (e.g., *Axonopus parodii*, *Ischaemum minus*, *Digitaria balansae*,
256 *Schizachyrium microstachyum*). These characteristics contribute to high biomass
257 volume (Ferreira et al. 2020) and consequently slower decomposition rate due to silica
258 present in C₄ species which causes of shading, difficulting the germination and
259 establishment of species and impacting vegetation cover and richness.

260 Some species established in experimental plots independent of harvest date, as
261 was the case for *C. uniolae*, *I. minus*, *D. sabulorum* and *A. parodii*. Plots that received
262 hay collected in November (midspring) and January (early summer) had higher cover of
263 C₃ grasses such as *C. uniolae* and *D. sabulorum*, but also the C₄ grass *I. minus*. The
264 high cover values of *C. uniolae* indicate that this species likely has high germination and
265 establishment rates and thus could be an interesting species to focus on in restoration
266 projects. The C₄ species grasses *E. cataclasta* and *S. secundatum* occurred only in plots
267 that received hay collected in February (midsummer). *A. parodii*, also a C₄ grass,
268 occurred both in plots that received hay collected in November and February. These
269 data showed that the use of hay collected in different periods can be important to
270 increase species richness.

271 Vegetation cover different greatly during the two periods of sampling, likely as a
272 result of the drought in the second sampling that led to a reduction of vegetation cover
273 in comparison to the first year. These situations illustrate the need to consider the
274 possibility of negative climatic conditions in restoration planning. For example, in regions
275 where severe dry spells are possible, project managers should be prepared for more

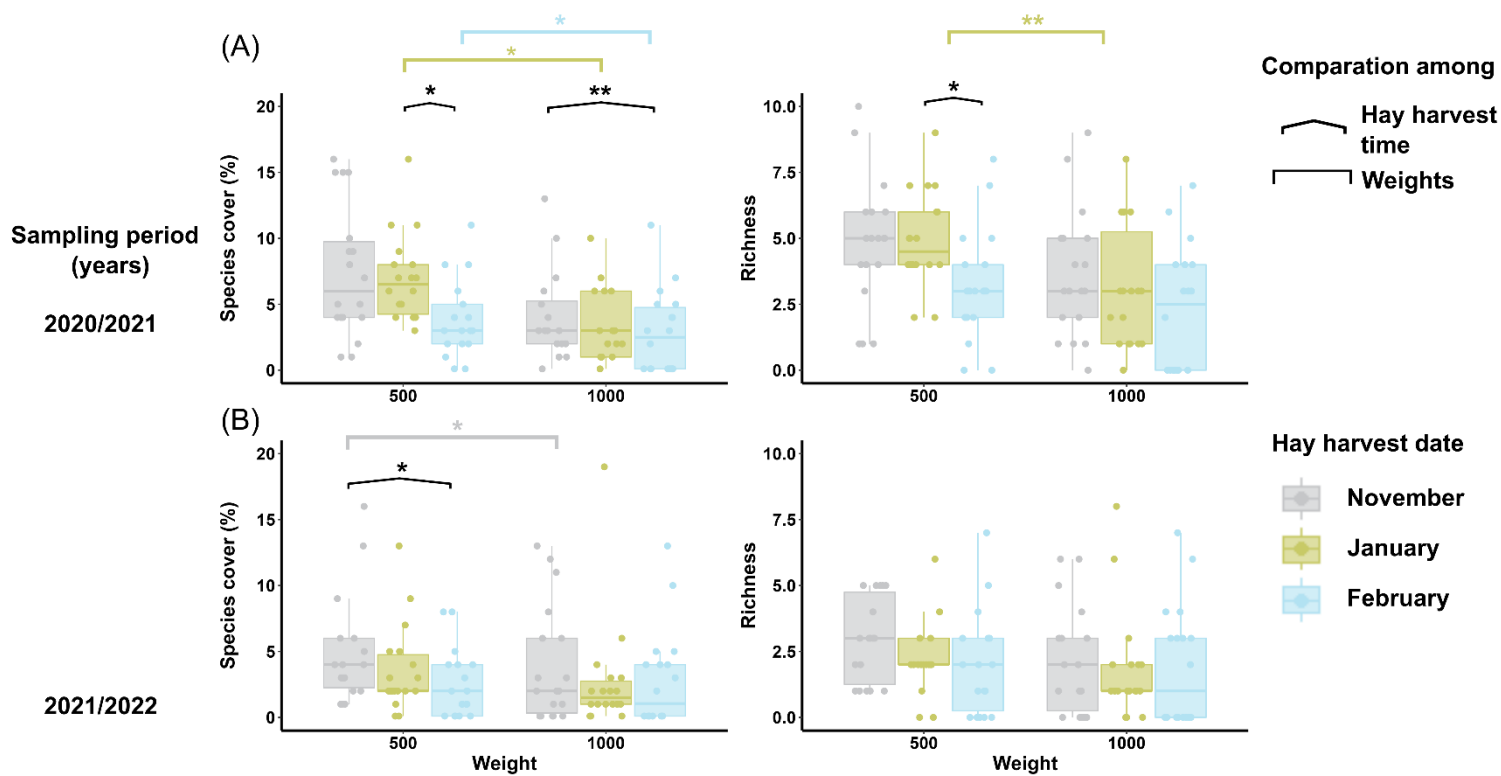
276 than one year of seed introduction (hay transfer or seed sowing) if extreme climatic
277 events occurred. This will become even more important under climate change that
278 should lead to high variation in rainfall and temperature.

279 Our data provide clear evidence that hay harvest date influences vegetation
280 composition. In addition, we showed that the freshly cut undried hay was efficient
281 encouraging future works that want to use fresh hay. Different hay harvest dates can
282 lead to the better of reintroduction C₃ or/ C₄ species at the degraded area. In practice,
283 this may mean that hay should be applied more than once, or that a restoration site could
284 be managed in a mosaic fashion, e.g., with strips or 'hay islands' originating from different
285 harvest dates (Kiehl et al. 2006, Boanares & Azevedo 2014). Such use of nucleation
286 techniques can lead to higher habitat diversity, a part from increasing efficiency. Longer-
287 term studies are needed to evaluate the development of plant communities created by
288 hay-transfer, especially to evaluate which species are not transferred and should be
289 introduced by other means.



290

291 Figure 1. The reference area and demonstration of hay collection, weighing and transfer in
292 experimental units at Lagoa do Peixe National Park/South Brazil. (A) The reference area; (B) hay
293 collection, (C) hay weighing; (D) Prepared experimental unit (after pine litter removal); and (E) a
294 plot after hay application.



295

296 Figure 2. Vegetation cover and richness species in experimental treatments in both sampling periods (A) 2020/2021 and (B) 2021/2022. Horizontal
 297 bars indicate significant differences among treatments. Level of significance is coded as * = 0.05 and ** = 0.01). In boxplots, the central bold line
 298 indicates the median (50th quantile), the inferior boxline the 25th quantile, the superior boxline the 75th quantile and the whiskers the minimum
 299 and maximum values.

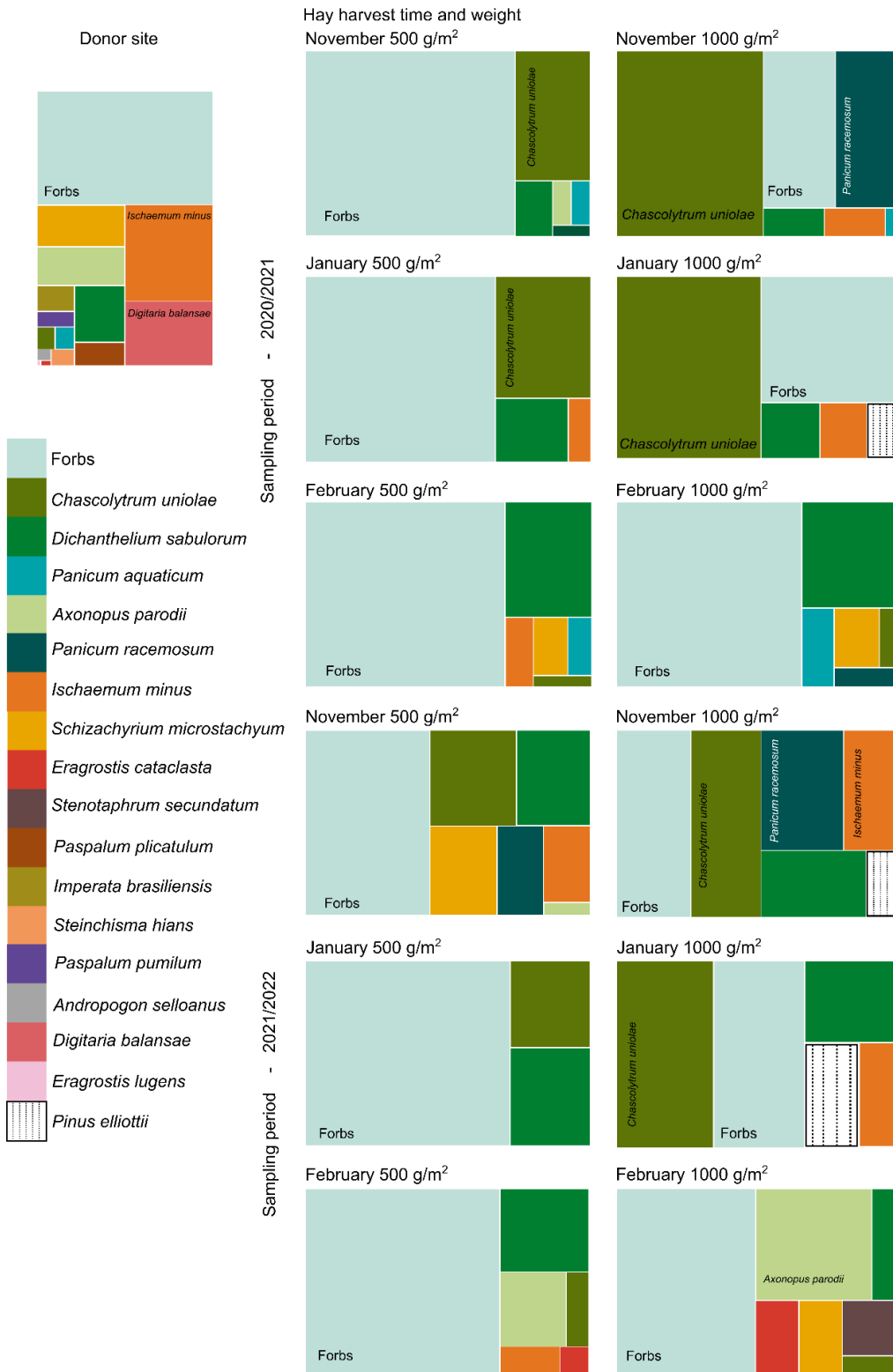
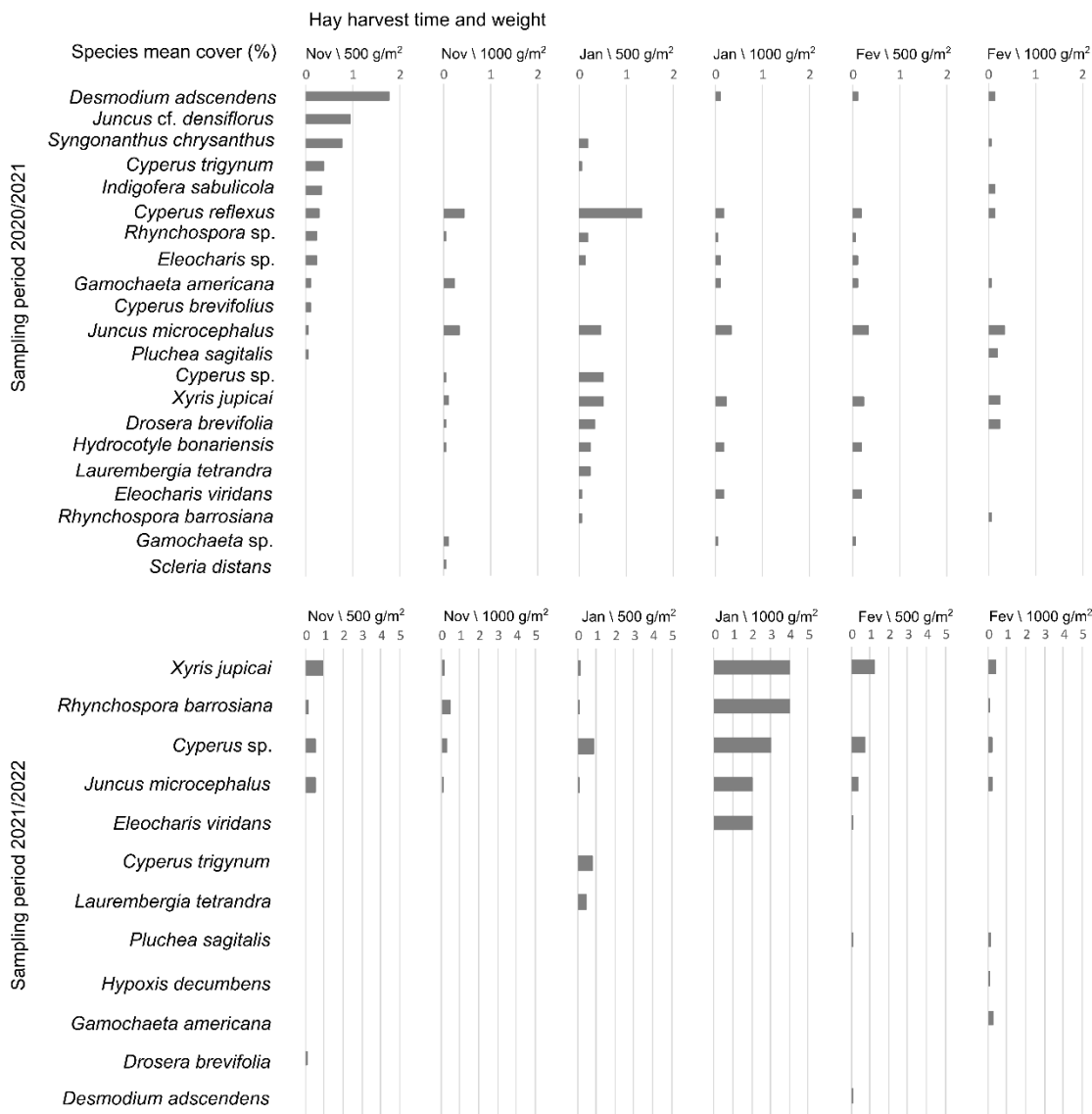


Figure 3. Treemap

diagram displaying mean cover for grass species and forbs (as a group) among hay harvest date and weights in both sampling periods in experimental plots and donor site. For cover values see Tables S1 and S2.



304

305 Figure 4. Forb presence and mean cover (%) in experimental plots. Species are ordered by highest value
 306 cover hay harvest date and amount: Nov = November, Jan = January, Feb = February.
 307

308 Table 1. Mean cover species (%) in control plots. Nov = November, Jan = January, Feb = February.

Family	Sampling period \ Species \ Hay harvest date	2020/2021			2021/2022		
		Nov	Jan	Feb	Nov	Jan	Feb
Cyperaceae	<i>Cyperus trigynum</i>	1	0	1	1	0	1
	<i>Cyperus reflexus</i>	0	7	4	1	7	4
	<i>Cyperus sp.</i>	7	0	2	2	0	2
	<i>Eleocharis viridans</i>	0	1	1	2	1	1
	<i>Cyperus brevifolius</i>	5	1	1	4	1	1
	<i>Rynchospora barrosiana</i>	0	1	1	2	1	1
	<i>Rynchospora sp.</i>	0	0	2	0	0	2
	<i>Drosera brevifolia</i>	4	5	4	4	5	4
Eriocaulaceae	<i>Syngonanthus chrysanthus</i>	0	1	1	0	1	1
Juncaceae	<i>Juncus microcephalus</i>	0	0	0	1	0	0
Poaceae	<i>Dichanthelium sabulorum</i>	0	0	1	0	0	1
	<i>Eragrostis cataclasta</i>	0	1	1	0	1	1

Xyridaceae	<i>Xyris jupicai</i>	1	3	6	6	3	6
-	Moss	4	5	4	10	5	4

309

310 **Acknowledgments**

311 We thank all our colleagues that helped with fieldwork, plant identifications and experiment setup. We also
312 thank staff at Lagoa do Peixe National Park. ABP, PAT and LdSR acknowledge support from CAPES
313 (Financing code 001). PAT received the “Bolsas Funbio – Conservando o Futuro” grant from Funbio and
314 Instituto Humanize to develop this study. This study was supported by CNPq (grant 432356/2018-5 to GEO)
315 and Fundação Boticário (grant 1132_20182 to GEO). GEO is supported by CNPq (310345/2018-9).

316

317 **References**

- 318 Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G. (2013) Köppen’s climate
319 classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22, 711–728
- 320 Andrade, B.O., Bonilha, C.L., Overbeck, G.E., Martin-Vélez, E., Rolim, R.G., Bordignon, A.L., et al. (2019)
321 Classification of South Brazilian grasslands: Implications for conservation. *Applied Vegetation Science*, 00:1–
322 17
- 323 Andrade, B.O., Koch, C., Boldrini, I.I., Vélez-Martin, E., Hasenack, H., Hermann, J. M., et al. (2015).
324 Grassland degradation and restoration: a conceptual framework of stages and thresholds illustrated by
325 southern Brazilian grasslands. *Natureza & Conservação*, 13(2), 95-104
- 326 Boaneres, D., Azevedo, C.S. (2014) The use of nucleation techniques to restore the environment: a
327 bibliometric analysis. *Natureza & Conservação* 12, 93–98
- 328 Buisson, E., Le Stradic, S., Silveira, F.A.O., Durigan, G., Overbeck, G.E., Fidelis, A., et al. (2019)
329 Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands.
330 *Biological Reviews* 94, 590–609
- 331 Cordeiro, J.L.P., Hasenack, H. (2009) Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: V.P. Pillar, S.C.
332 Müller, Z.M.S. Castilhos, A.V.A. Jacques (EDs), *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da*
333 *biodiversidade*. Ministério do Meio Ambiente: Brasília (DF), pp. 285-299
- 334 Cribari-Neto, F., Zeileis, A. (2010) Beta regression in R. *Journal of Statistical Software* 34, 1–24

335 da Silveira, F.F., da Silva, L.M., Porto, A.B., Overbeck, G.E. (2022). Environmental drivers and diversity of
336 open plant communities in grassland and wetland mosaics in coastal southern Brazil. *Folia Geobotanica*, 1-
337 20

338 Edwards, A.R., Mortimer, S.R., Lawson, C.S., Westbury, D.B., Harris, S.J., Woodcock, B.A., Brown, V.K.
339 (2007) Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of
340 botanical diversity in grasslands. *Biological conservation*, 134(3), 372-382

341 Ferreira, P.M., Andrade, B.O., Podgaiski, L.R., Dias, A.C., Pillar, V.D., Overbeck, G.E., Boldrini, I.I. (2020)
342 Long-term ecological research in southern Brazil grasslands: Effects of grazing exclusion and deferred
343 grazing on plant and arthropod communities. *PLoS One*, 15(1), e0227706

344 Garcia, L.C. (2020). Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest
345 ecology and Management*, 458, 117802

346 Goret, T., Janssens, X., & Godefroid, S. (2021). A decision-making tool for restoring lowland grasslands in
347 Europe. *Journal for Nature Conservation*, 63, 126046

348 Guerra, A., Reis, L.K., Borges, F.L. G., Ojeda, P.T.A., Pineda, D.A.M., Miranda, C.O.,
349 Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T.W., Rasran, L., & Hölzel, N. (2010) Species introduction in restoration
350 projects - Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and
351 Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* 11, 285–299

352 Kiehl, K., Thormann, A., Pfadenhauer, J. (2006) Evaluation of initial restoration measures during the
353 restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology* 14,148–156

354 Klimkowska, A., Kotowski, W., van Diggelen, R., Grootjans, AbP., Dzierza, P., Brzezinska, K. (2010)
355 Vegetation re-development after fen meadow restoration by topsoil removal and hay transfer. *Restoration
356 Ecology* 18,924–933

357 Londo G. (1976) The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33, 61–64

358 MAPBIOMAS (2020) *Coleção da Série de Mapas de Uso e Cobertura do Solo Brasileiro*. Available at
359 <https://mapbiomas.org/download> [Accessed October 2022]

360 Menezes, L.D.S., Müller, S.C., Overbeck, G.E. (2015) Floristic and structural patterns in South Brazilian
361 coastal grasslands. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 87, 2081–2090

362 Overbeck, G.E., Hermann, J., Andrade, B.O., Boldrini, I.I., Kiehl, K., Kirmer, A., et al. (2013) Restoration
363 Ecology in Brazil – Time to Step Out of the Forest. *Natureza & Conservação* 11, 92–95

364 Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V.D.P., Blanco, C.C., Forneck, E.D. (2009).
365 Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. In: V.P. Pillar, S.C. Müller, Z.M.S. Castilhos, A.V.A. Jacques
366 (EDs), *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*. Ministério do Meio Ambiente:
367 Brasília (DF), pp. 26-41

368 Overbeck, G. E., Scasta, J. D., Furquim, F. F., Boldrini, I. I., Weir, J. R. (2018). The South Brazilian
369 grasslands—A South American tallgrass prairie? Parallels and implications of fire dependency. *Perspectives*
370 *in Ecology and Conservation*, 16(1), 24-30

371 Peel, M., Finlayson, B., McMahon, T. (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classificatio.
372 *Hydrology and Earth System Sciences* 11,1633–1644

373 Porto, A.B., do Prado, M.A., Rodrigues, L.D.S., Overbeck, G.E. (2022a). Restoration of subtropical
374 grasslands degraded by non-native pine plantations: effects of litter removal and hay transfer. *Restoration*
375 *Ecology*, e13773

376 Porto, A.B., Rolim, R.G., Menezes, L.D.S., Thomas, P.A., Seger, G.D.D.S., Overbeck, G. E. (2022b). Tree
377 logs for grassland restoration? Lessons from an unintentional experiment. *Restoration Ecology*, e13825

378 R Core Team (2021) A language and environment for statistical computing. R
379 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria

380 Rydgren, K., Jørn-Frode, N., Ingvild, A., Inger, A., Einar, H. (2010) Recreating semi-natural grasslands: A
381 comparison of four methods. *Ecological Engineering* 36,1672–1679

382 Smith, R.S., Pullan, S., Shiel, R.S. (1996) Seed Shed in the Making of Hay From Mesotrophic Grassland in
383 a Field in Northern England: Effects of Hay Cut Date, Grazing and Fertilizer in a Split-Split-Plot Experiment.
384 *The Journal of Applied Ecology* 33, 833

385 Thomas, P.A., Schüller, J., Boavista, L.R., Torchelsen, F.P., Overbeck, G.E., Müller, S.C. (2019a) Controlling
386 the invader *Urochloa decumbens*: subsidies for ecological restoration in subtropical Campos grassland.
387 *Applied Vegetation Science* 22, 96-104

388 Thomas, P.A., Overbeck, G.E., Müller, S.C. (2019b) Restoration of abandoned subtropical highland
389 grasslands in brazil: Mowing produces fast effects, but hay transfer does not. *Acta Botanica Brasilica* 33,
390 405–411

391 Thomas, P.A., Porto, A.B., Overbeck, G.E., Müller, S.C. 2022. The potential of hay for species introduction
392 in the restoration of subtropical grasslands: results from a greenhouse experiment. *Applied Vegetation*

393 Science, under review.

394 Veldman, J.W., Buisson, E., Durigan, G., Fernandes, G.W., Le Stradic, S., Mahy, G., et al. (2015) Toward an
395 old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13,
396 154–162

397 Supplementary Material to: Hay transfer in the restoration of subtropical grasslands: do harvest date and amount of hay
398 matter?

399

400 Ana Boeira Porto^{1*}, Pedro Augusto Thomas², Lucas dos Santos Rodrigues³, Gerhard Ernst Overbeck¹

401 ¹Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brazil

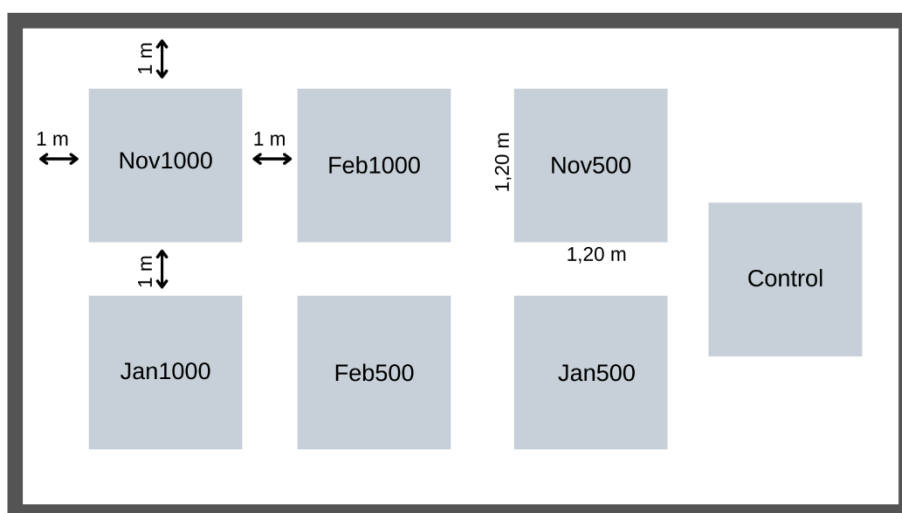
402 ²Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brazil

403 ³Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, Brazil

404 *Address correspondence to AB Porto, email aanaporto@gmail.com

405

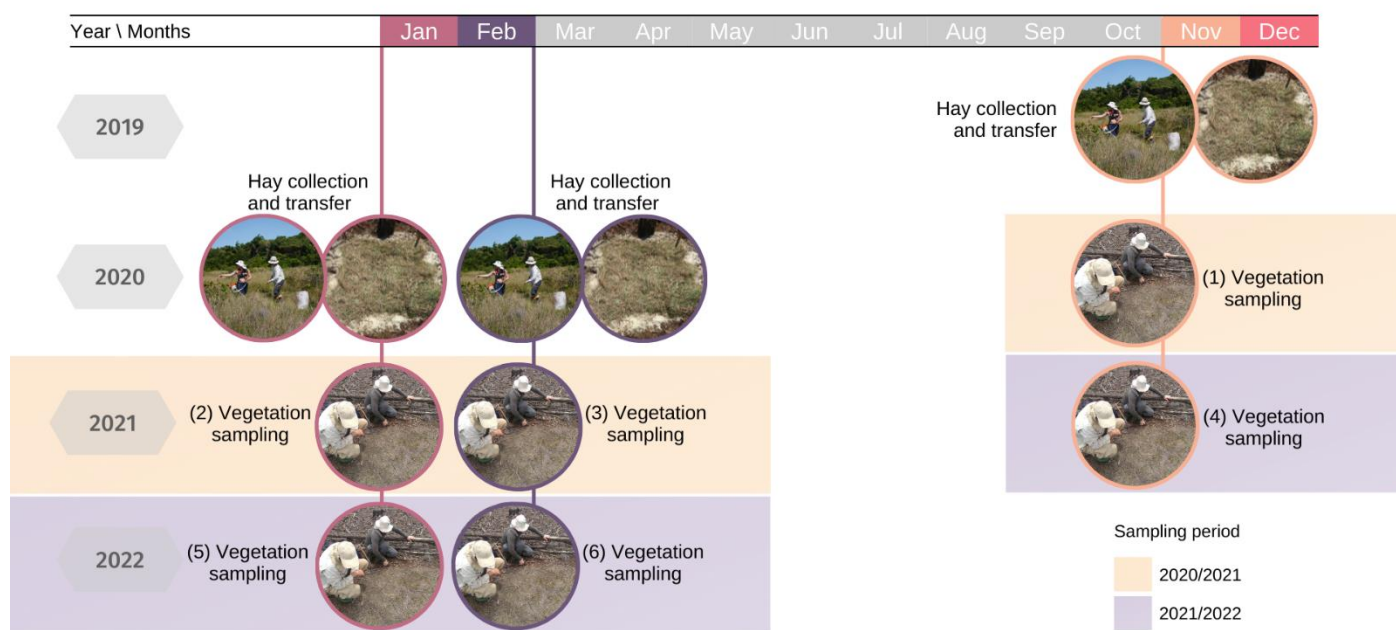
406 [Suppl. Material 1: Experimental design](#)



407

408 **Figure S1.** The experimental design in the restoration experiment at Lagoa do Peixe National Park/South Brazil. The
409 experiment is a randomized, complete-block, two-factor design that tests hay transfer with three levels (Nov - November,
410 Jan - January, Feb - February), and two different amounts (500 g/m² and 1000 g/m²). There were six blocks in total with
411 one sampling units each. Within each experimental block, treatments were assigned randomly.

412



414

415 **Figure S2.** Timeline graph of the experiment. The hay collection and transfer were carried out in 2019. The sampling
 416 period starting in November of 2019 until 2022. We consider two sampling moments: the first (2020 and 2021) and
 417 second (2021 and 2022).

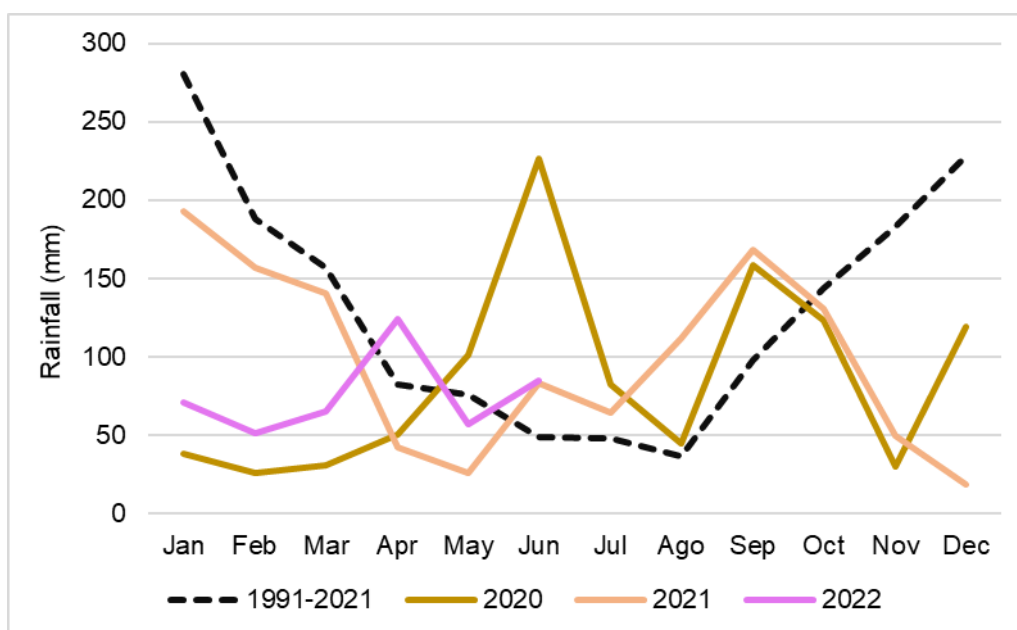
418

419 [Suppl. Material 3: Additional analysis of the effects of weather conditions during the period of the experiments](#)

420

421 We suspected that the second sampling period (2021/2022, Fig. S4) suffered a strong effect of drought. In order
 422 to visualize effects on vegetation development, a distance-based redundancy analysis (db-RDA) (Legendre & Anderson
 423 1999) was developed based on presence-absence community data (transformed in dissimilarities through Jaccard
 424 distance) and three standardized environmental variables (temperature, humidity and rainfall). As we did not know how
 425 long each variable affects the community species, five measures before the sampling date were considered: 10, 20, 30,
 426 60 and 90 days (INMET 2022). Means values to temperature and humidity and accumulated to rainfall. Next, we applied
 427 a stepwise function in order to choose the measure (amongst those five) that better fitted in the db-RDA. Between three
 428 and five measures fitted well among the models but 30 days was chosen by convenience due to its unanimity. The
 429 resulting db-RDA graph (Fig. S5) indicates two groups, demonstrating the effect of rainfall and humidity (but not

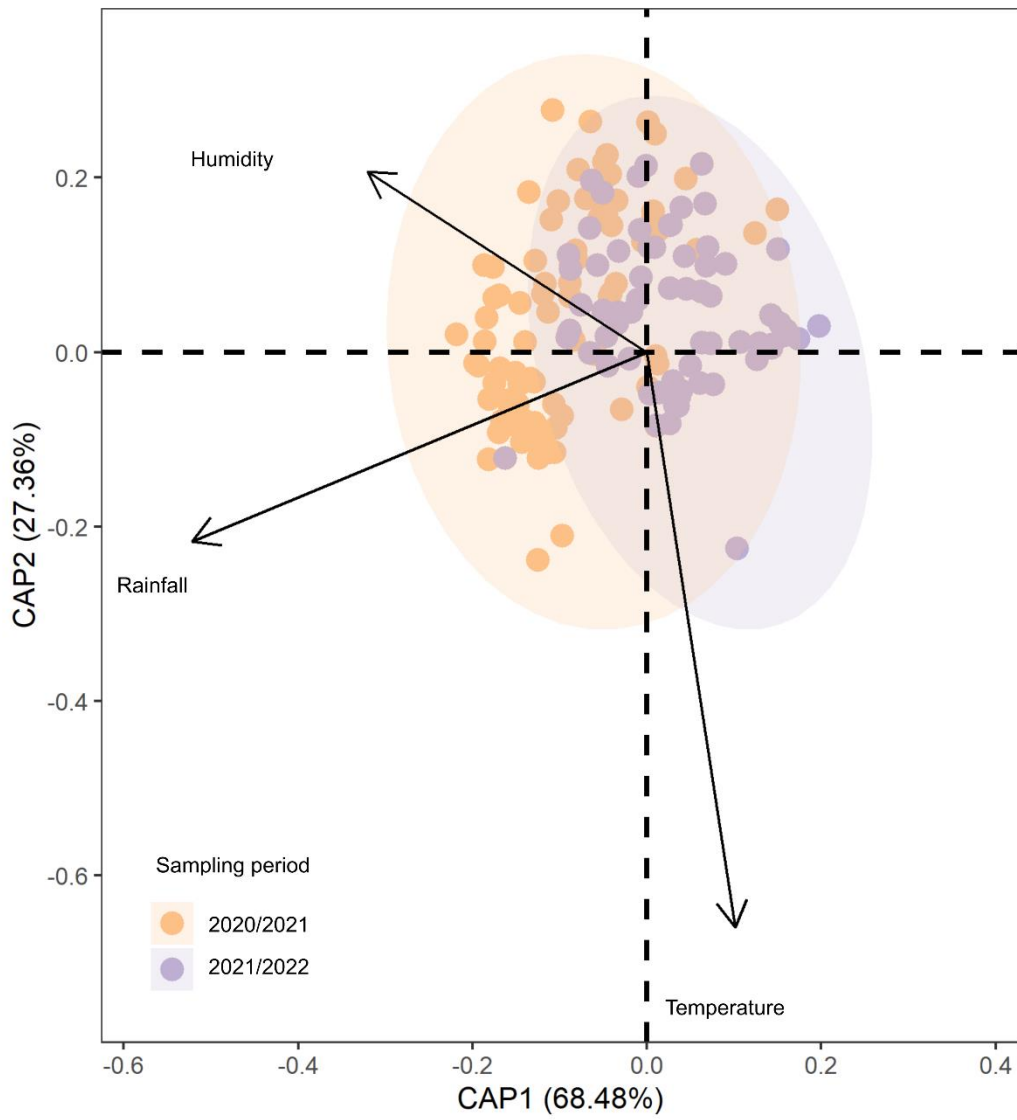
430 temperature) over the community and leading us to consider the sampling periods separately in the subsequent
431 analyses (see main document).



432

433 **Figure S3.** Monthly precipitation in Rio Grande, the closest climate measurement station (approximately 140 km away).
434 The dashed line indicates precipitation in the last 30 years (dashed black line) and the three colored lines precipitation
435 during the time of the experiment (Jan. 2020: implementation; Feb. 2022: last sampling), evidencing lower than average
436 rainfall from October to March, i.e., southern hemisphere spring and summer. Data from the National Institute of
437 Meteorology - INMET (<https://portal.inmet.gov.br/>) and ClimateData ([https://pt.climate-data.org/america-do-](https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/sao-paulo/mostardas-286859/#climate-table)
438 [sul/brasil/sao-paulo/mostardas-286859/#climate-table](https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/sao-paulo/mostardas-286859/#climate-table)).

439



440

441

442

Figure S4. Distance-based redundancy analysis illustrating the relationship of the community experimental in the first (2020/2021) and second (2021/2022) sampling periods with climate variables.

443 Table S1. List of species with mean cover (%) occurring in the two sampling periods carried out in the experiment area at Lagoa do Peixe National Park, Mostardas, Brazil.

Sampling period		2020/2021						2021/2022					
Family	Cover mean species (%) \ Amount and month hay collection	500			1000			500			1000		
		Nov	Jan	Feb	Nov	Jan	Feb	Nov	Jan	Feb	Nov	Jan	Feb
Apiaceae	<i>Eryngium</i> sp.	0.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Araliaceae	<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	0	0.22	0	0.06	0.17	0	0	0	0	0	0	0
Asteraceae	<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	0.11	0	0	0.22	0.11	0.06	0	0	0	0	0	0.28
	<i>Gamochaeta</i> sp.	0	0	0.06	0.11	0.06	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	0.06	0	0	0	0	0.17	0	0	0.06	0	0	0.11
	<i>Pterocaulum</i> sp.	0.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyperaceae	<i>Cyperus trigynus</i> Spreng.	0.39	0.06	0	0	0	0	0	0.78	0	0	0	0
	<i>Cyperus reflexus</i> Vahl	0.28	1.33	0.39	0.44	0.17	0.11	0	0	0	0	0	0
	<i>Cyperus</i> sp.	0	0.5	0.11	0.06	0	0	0.56	0.83	0.72	0.28	3	0.22
	<i>Eleocharis</i> sp.	0.22	0.11	0.06	0	0.11	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Eleocharis viridans</i> Kük. ex Osten	0	0.06	0.06	0	0.17	0	0	0	0.06	0	2	0
	<i>Cyperus brevifolius</i> (Rottb.) Endl. ex Hassk	0.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Rhynchospora barrosiana</i> Guagl.	0	0.06	0	0	0	0.06	0.17	0.11	0	0.5	4	0.06
	<i>Rynschospora</i> sp.	0.22	0.17	0.11	0.06	0.06	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Scleria distans</i> Poir.	0	0	0	0.06	0	0	0	0	0	0	0	0
Droseraceae	<i>Drosera brevifolia</i> Pursh	0	0.33	0.06	0.06	0	0.22	0.06	0	0	0	0	0
Eriocaulaceae	<i>Syngonanthus chrysanthus</i> (Bong.) Ruhland	0.78	0.17	0	0	0	0.06	0	0	0	0	0	0
Fabaceae	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	1.78	0	0.28	0	0.11	0.11	0	0	0.06	0	0	0
	<i>Indigofera sabulicola</i> Benth.	0.33	0	0	0	0	0.11	0	0	0	0	0	0
Haloragaceae	<i>Laurembergia tetrandra</i> (Schott) Kanitz	0	0.22	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0	0
Hypoxidaceae	<i>Hypoxis decumbens</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.06
Juncaceae	<i>Juncus</i> cf. <i>densiflorus</i>	0.94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	0.06	0.44	0.61	0.33	0.33	0.33	0.5	0.06	0.33	0.06	2	0.22
Pinaceae	<i>Pinus elliotii</i> Engelm.	0	0	0	0	0.17	0	0	0	0	0.17	5	0
Poaceae	<i>Axonopus parodii</i> Vahls (ined.)	0.11	0	0	0	0	0	0.06	0	0.33	0	0	0.67
	<i>Chascolytrum uniolae</i> (Nees) L. Essi, Longhi-Wagner & Souza-Chies	1.33	1.38	0.06	3.56	2.22	0.06	0.78	0.44	0.11	0.94	16	0.06

	<i>Dichantherium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A. Clark	0.28	0.56	0.83	0.22	0.28	0.44	0.67	0.33	0.5	0.5	7	0.17
	<i>Eragrostis cataclasta</i> Nicora	0.17	0	0	0	0	0.22	0	0	0.06	0	0	0.17
	<i>Ischaemum minus</i> J.Presl	0.06	0.17	0.17	0.22	0.22	0	0.33	0.11	0.11	0.5	4	0
	<i>Panicum aquaticum</i> Poir	0.11	0	0.11	0.06	0	0.11	0	0	0	0	0	0
	<i>Panicum racemosum</i> (P.Beauv.) Spreng.	0	0	0	1.33	0	0.06	0.39	0	0	0.72	0	0
	<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R.Arrill. & Izag.	0	0	0.17	0	0	0.11	0.56	0.06	0	0	0	0.17
	<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.17
Xyridaceae	<i>Xyris jupicai</i> Rich.	0	0.5	1.39	0.11	0.22	0.22	0.89	0.17	1.22	0.17	4	0.39
-	Moss	0	0.61	0.28	0.5	0.11	0	0	0.06	0.06	0.06	2	0

444

Table S2. List of species with mean cover (%) occurring in reference area at Lagoa do Peixe National Park, Mostardas, Brazil.

Family	Species	Cover (%)
Apiaceae	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	2.03
	<i>Eryngium ebracteatum</i> Lam.	0.08
Araliaceae	<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	0.63
Asteraceae	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	0.47
	<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	0.22
Convolvulaceae	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	0.6
Cyperaceae	<i>Cyperus trigynus</i> Spreng.	3.73
	<i>Eleocharis viridans</i> Kük. ex Osten	0.93
	<i>Rhynchospora Barrosiana</i> Guagl.	6.13
	<i>Rhynchospora brittonii</i> Gale	0.8
	<i>Rhynchospora tenuis</i> Link	8.07
	<i>Scleria distans</i> Poir.	0.5
Fabaceae	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	3.83
	<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.	0.4
	<i>Rhynchosia diversifolia</i> Micheli	0.27
	<i>Stylosanthes leiocarpa</i> Vogel	0.37
Melastomataceae	<i>Chaetogastra gracilis</i> (Bonpl.) DC.	1
Orchidaceae	<i>Habenaria parviflora</i> Lindl.	0.27
Poaceae	<i>Andropogon selloanus</i> (Hack.) Hack.	0.2
	<i>Axonopus parodii</i> Vahls (ined.)	4.53
	<i>Chascolytrum uniolae</i> (Nees) L. Essi, Longhi-Wagner & Souza-Chies	0.53
	<i>Dichantherium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A. Clark	4.3
	<i>Digitaria balansae</i> Henrard	7.57
	<i>Eragrostis cataclasta</i> Nicora	0.08
	<i>Eragrostis lugens</i> Nees	0.03
	<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.	1.3
	<i>Ischaemum minus</i> J.Presl	11.33
	<i>Panicum aquaticum</i> Poir	0.57
	<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	1.63
	<i>Paspalum pumilum</i> Nees	0.77
	<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R.Arrill. & Izag.	4.97
<i>Steinchisma hians</i> (Elliott) Nash	0.5	
Xyridaceae	<i>Xyris jupicai</i> Rich.	0.23

Table S3. Environmental variables selected by ordistep analysis.

Variables	Df	SumOfSqs	F	Pr(>F)
Rainfall_30	1	2.930	7.3041	0.001
Moisture_30	1	1.576	3.9290	0.001
Temperature_30	1	2.460	6.1322	0.001

Table S4. Analysis of deviance table (Type II Wald chi-square tests) for vegetation cover (2020 - 2021).

	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
Amount	10.2676	1	0.001354
Month	12.8484	2	0.001622
Amount:Month	0.8815	2	0.643549

Table S5. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of amount on vegetation cover (2020 - 2021).

Amount = 500				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
nov - jan	-0.0843	0.241	-0.35	0.9347
nov - feb	0.5075	0.261	1.947	0.1310
jan - feb	0.5918	0.258	2.291	0.0618

Amount = 1000				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
nov - jan	0.2195	0.270	0.812	0.6964
nov - feb	0.8008	0.287	2.789	0.0173
jan - feb	0.5813	0.293	1.986	0.1210

Table S6. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of month on vegetation cover (2020 - 2021).

Month = nov				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
500 - 1000	0.308	0.254	1.212	0.2283

Month = jan				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
500 - 1000	0.612	0.259	2.362	0.0202

Month = feb				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
500 - 1000	0.601	0.292	2.058	0.0423

Table S7. Analysis of deviance table (Type II Wald chi-square tests) for species richness (2020 - 2021).

	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
Amount	10.949	1	0.000937
Month	10.086	2	0.006455
Amount:Month	0.496	2	0.780371

Table S8. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of amount on species richness (2020 - 2021).

Amount = 500				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
nov - jan	-0.0465	0.173	0.269	0.9610
nov - feb	0.3921	0.195	2.011	0.1149
jan - feb	0.4386	0.192	2.283	0.0630

Amount = 1000				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
nov - jan	0.1418	0.211	0.673	0.7797
nov - feb	0.5229	0.242	2.161	0.0831
jan - feb	0.381	0.248	1.535	0.2792

Table S9. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of month on species richness (2020 - 2021).

Month = nov				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
500 - 1000	0.295	0.19	1.550	0.1243

Month = jan				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
500 - 1000	0.483	0.195	2.473	0.0151

Month = feb				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
500 - 1000	0.426	0.246	1.727	0.0872

Table S10. Analysis of deviance table (Type II Wald chi-square tests) for vegetation cover (2021 - 2022)

	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
Amount	6.1930	1	0.01283
Month	6.3245	2	0.04233
Amount:Month	0.7277	2	0.69498

Table S11. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of amount on vegetation cover (2021 - 2022).

Amount = 500				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
nov - jan	0.3632	0.264	1.377	0.3570
nov - feb	0.6283	0.274	2.293	0.0615
jan - feb	0.2651	0.282	0.940	0.6163

Amount = 1000				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
nov - jan	0.0561	0.288	0.195	0.9793
nov - feb	0.3645	0.297	1.227	0.4402
jan - feb	0.3084	0.298	1.035	0.5569

Table S12. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of month on vegetation cover (2021 - 2022).

Month = nov				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
500 - 1000	0.59	0.27	2.184	0.0313

Month = jan				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
500 - 1000	0.283	0.283	1.001	0.3195

Month = feb				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
500 - 1000	0.326	0.299	1.090	0.2784

Table S13. Analysis of deviance table (Type II Wald chi-square tests) for species richness (2021 - 2022).

	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
Amount	3.3141	1	0.06869
Month	3.0070	2	0.22235
Amount:Month	0.2829	2	0.86811

Table S14. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of amount on species richness (2021 - 2022).

Amount = 500				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
nov - jan	0.221	0.241	0.916	0.6316
nov - feb	0.4206	0.26	1.617	0.2432
jan - feb	0.1996	0.272	0.735	0.7436

Amount = 1000				
---------------	--	--	--	--

contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
nov - jan	0.18	0.293	0.614	0.8127
nov - feb	0.2141	0.305	0.701	0.7635
jan - feb	0.0341	0.317	0.108	0.9936

Table S15. Tukey's post hoc test for pairwise comparisons of effect of month on species richness (2021 - 2022).

Month = nov				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
500 - 1000	0.366	0.258	1.419	0.1590

Month = jan				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
500 - 1000	0.325	0.28	1.161	0.2485

Month = feb				
contrast	estimate	SE	t.ratio	p.value
500 - 1000	0.159	0.309	0.516	0.6073

Reference

INMET - Instituto Nacional de Metereologia (2022) Accessed in October 2022 (<https://portal.inmet.gov.br/>)

Legendre P, Anderson MJ (1999) Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological monographs*, 69(1):1-24

Capítulo 3

Tree logs for grassland restoration? Lessons from an unintentional experiment

Ana Boeira Porto, Rosângela Gonçalves Rolim, Luciana da Silva Menezes,
Pedro Augusto Thomas, Guilherme Dubal dos Santos Seger, Gerhard Ernst
Overbeck

Manuscrito publicado no periódico *Restoration Ecology*.

PRACTICE AND TECHNICAL ARTICLE

Tree logs for grassland restoration? Lessons from an unintentional experiment

Ana Boeira Porto^{1,2} , Rosângela Gonçalves Rolim¹ , Luciana da Silva Menezes¹ ,
Pedro Augusto Thomas¹ , Guilherme Dubal dos Santos Seger³ , Gerhard Ernst Overbeck¹ 

For subtropical Brazilian grasslands, few restoration techniques are established, and seeds of native grassland species are not available on the market. Here, we evaluated the effect of physical barriers (PB) on vegetation recovery in a degraded grassland. We considered species that exhibit attributes in their diaspores that facilitate dispersal as well-dispersed species (WDS) and compared the proportion of WDS at our site to their proportion in the regional species pool. To analyze plots near and distant from the PB, we calculated the extrapolated metrics by an asymptotic estimator (double sample size of each distance). We found 74 species in the degraded area, with higher richness and Shannon diversity values closer to logs, but higher Simpson values with larger distance from logs. Almost half of the species in the degraded area are WDS, more than in the regional species pool. While effects of logs on microsite conditions may also play a role (e.g. logs accumulating organic material or increasing soil moisture, providing shade), our data indicates that the PB works as a seed trap favoring the occurrence of WDS. It seems promising to develop applications in restoration, especially when associating PB with other restoration techniques to increase availability of adequate germination and establishment conditions.

Key words: nucleation, open ecosystems, Pampa, seed limitation, seed rain

Implications for Practice

- Physical barriers, in our case wooden logs, can work as seed traps for native species in degraded grasslands and possibly create microsite conditions that are favorable for vegetation establishment.
- The species that seemed to be most benefited by interception of logs were those that exhibit structures in their seeds that facilitate dispersal, as *Andropogon* spp., *Aristida* spp., and Asteraceae species.
- Development of artificial seed traps appears to be a cheap and simple way to enhance seed arrival in degraded grasslands, in particular when other ways of seed introduction have not been established.

Introduction

In temperate grassland restoration, hay transfer, direct seeding and topsoil application have been used to increase seed recruitment (Kiehl et al. 2010; Klimkowska et al. 2010; Rydgren et al. 2010). Restoration of tropical and subtropical grasslands and savannas also is limited by seed availability (Buisson et al. 2019), making passive restoration difficult (e.g. Koch et al. 2016; Torchelsen et al. 2019). Degradation in these ecosystems due to human action, such as afforestation or agricultural activities, among others, also may affect soil features (e.g. physical and chemical characteristics; soil seed bank). This makes active restoration necessary as the natural community has low resilience to severe degradation (Buisson et al. 2019; Nerlekar & Veldman 2020). Removal of vegetation that

leads to the loss of belowground structure makes re-establishment of native species especially difficult (Buisson et al. 2019).

For subtropical grasslands in Brazil, studies that tested techniques of seed introduction still are scarce (e.g. Thomas et al. 2019a, 2019b; Porto et al. 2022) and few generalizations can be made about effectiveness of different seed introduction techniques. At the same time, seeds of native grassland species are not available on the market (Rolim et al. 2022), making restoration projects challenging. Hence, it is important to investigate techniques that modify the environment in a way that seed arrival and plant establishment from seeds in degraded areas is enhanced.

In forest restoration, perches are successfully used to increase seed rain at restoration sites (Guidetti et al. 2016). In grasslands, seed dispersal by animals also may play a role in restoration (see, e.g. Minervini Silva & Overbeck 2021 for the role of endozoochory), but perches should be less successful as few grassland plant species are dispersed by birds. The most common

Author contributions: ABP, RGR, GEO study design; ABP, RGR, PAT data collection; ABP, LSM, GEO analyzed data; ABP, RGR, LMS, PAT, GDSS, GEO wrote the manuscript.

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Campus do Vale, 9500 Bento Gonçalves Av., Porto Alegre, Brazil

²Address correspondence to A. B. Porto, email aanaporto@gmail.com

³Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Campus Litoral Norte, 976 Tramandaí Av., Imbé, Brazil

© 2022 Society for Ecological Restoration.

doi: 10.1111/rec.13825

Supporting information at:

<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.13825/supinfo>

species in subtropical grassland belong to the Poaceae and Asteraceae (Andrade et al. 2019), plant families that contain many species that exhibit anatomical adaptations in their diaspores that facilitate dispersion by wind or surface dispersal (e.g. pappus in Asteraceae; silky hairs on dispersal units, lightweight seeds, awns, dispersal as “tumbleweeds”; Cheplick 1998, Cavanagh et al. 2020). This seed rain can be intercepted by physical barriers (PBs), increasing seed establishment, which may promote vegetation development at degraded sites (Fick et al. 2016). In addition, PBs can also increment plant establishment by changes of site conditions, creating safe site for germination, due to shading, accumulation of organic material and retention of sediment and litter (Fick et al. 2016).

Here we took advantage of an “unplanned experiment” to analyze the potential of PBs, created by wooden logs, to trap seeds and facilitate the establishment of grassland species. At a site originally covered by natural grassland where the topsoil had been removed, wooden logs had been placed to prevent further degradation due to human action in the area. Seven years later, we observed some recovery of the native species. We compared plots closer to and distant to the logs in terms of species richness and diversity to verify if logs served as seed traps. We identified species that exhibit attributes in their diaspores that facilitate dispersal (well-dispersed species [WDS]) in our sample and in the regional species pool and compared the percentage of WDS with these attributes in the degraded area with those that could potentially colonize.

Methods

Study Area and Data Collection

The degraded grassland site is located in Saint’Hilaire Municipal Natural Park (−30.102319°S, −51.088843°W), in Viamão and Porto Alegre municipalities in Rio Grande do Sul State, Brazil (Fig. 1). The vegetation in Saint’Hilaire Park consists of a mosaic of grassland and forest patches. Climate is Cfa according to the updated Köppen system, that is, subtropical without a marked dry season and with hot summers (Peel et al. 2007). At the study site (total area 1700 m²) vegetation and topsoil had been removed to perform aeromodelling activities (flying of airplane models). To prevent this activity in the protected area, wooden (eucalypt) logs were placed at the site in 2012 (Fig. 1D). To evaluate the effect of the logs in enhancing vegetation development, we evaluated, in December 2019 (7 years after placement of logs), vegetation cover in 10 transects, established randomly perpendicular to pairs of logs.

Along each transect, the vegetation was surveyed in square plots of 0.25 m². The number of plots varied according to the distance between logs, totaling 125 plots. All plant species were identified within plots and their ground cover was estimated using a decimal scale (Londo 1976). The species nomenclature followed the Tropicos website (Tropicos 2020) for exotic species and the Flora do Brasil (Flora do Brasil 2020) for native species.

Data Analysis

Due to different distances between logs, number of plots per transect varied, and shorter distances were better represented in our sample than longer distances (see Table S1). Based on observed species richness from each plot (S number of species) we randomly picked species from the regional pool (using function “sample” from package “base” in R). In other words, we simulated communities with the same observed richness from the plots but formed by random species that could potentially occur in the plots. For each simulated and observed community we calculated the percentage of WDS and we compared simulated and observed values using a Kruskal–Wallis test followed by a post hoc Nemenyi test for contrast between groups (Hollander et al. 2015). This approach is similar to the one used by de Bello et al. (2012), however, much simplified since we do not calculate functional diversity, instead we only calculate frequency of one functional group (WDS). Therefore, we extrapolated species richness (Hill numbers of order $q = 0$) and diversities (Shannon diversity and inverse of Simpson concentration corresponding of Hill numbers of order $q = 1$ and $q = 2$, respectively) using the iNEXT package (Chao et al. 2014; Hsieh et al. 2016) in the R Statistical Environment (R Core Team 2022). For this, we calculated the extrapolated metrics by an asymptotic estimator using the double sample size of each distance class, assuming a 95% confidence interval based on 999 replications.

All species were classified according to the presence or absence of attributes in their diaspores that facilitate dispersal, such as pappus, silky hairs on dispersal units or awns. We call these species well-dispersed species (WDS). To test if these species were preferentially trapped by the PBs, we compared the proportion of species with the same attributes from a reference site and from the regional species pool (i.e., considering all species that could potentially colonize the plots). To access the regional grassland species pool we gathered information from three databases: (1) SpeciesLink (CRIA 2022), looking for herbaria registers of grassland species that mentioned the Saint’Hilaire Municipal Natural Park as sampling local; (2) grassland species of the Flora of the Saint’Hilaire Municipal Natural Park (de Mello et al. 2018); and (3) a vegetation sampling carried out by us in a reference site nearby the degraded area. The reference site was a natural grassland area of 3.8 ha, sampled by 31 plots of 1 m², where all species were recorded (PA Thomas, unpublished data).

The analyses were performed using *ggplot2*, *PMCMRplus*, and *stats* packages in R environment (Pohler 2022; R Core Team 2022).

Results

A total of 74 species from 15 families were found in plots at the degraded site (Table S2). Nine individuals were not identified to the species level. Poaceae was the richest family with 26 species, followed by Asteraceae (22) and Rubiaceae (6). The species with highest mean cover ($\geq 5\%$) were *Aristida filifolia* (Arechav.) Herter, *Andropogon lateralis* Nees,

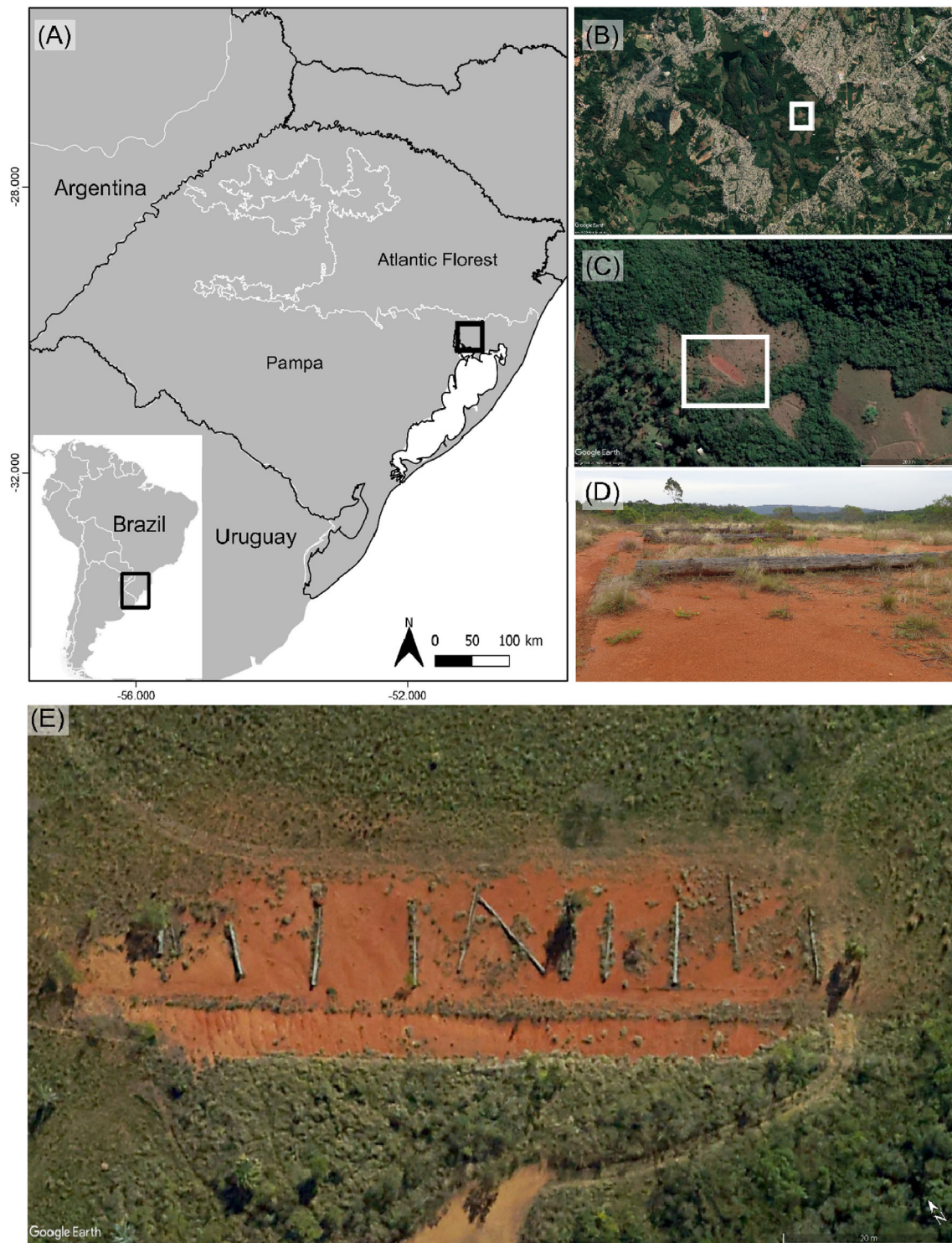


Figure 1. (A) Study area in Rio Grande do Sul state (RS), Brazil; (B) location of Saint'Hilaire municipal Natural Park, immersed in the urban landscape; (C) degraded grassland analyzed in this study case; (D) ground-level view of the study site; (E) aerial view of the study site in 2021. Study transects were distributed between the pairs of logs.

Eryngium horridum Malme, *Galianthe fastigiata* Griseb., and *Chamaecrista repens* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby (Table 1).

Species richness was highest closest to the PBs and generally decreased with distance from the log (Fig. 2A). For estimated Shannon diversity, the plot closest to the PB (0–0.5 m) presented

the highest value compared to the other distances (Fig. 2B). Simpson's diversity showed higher values for those plots far from the logs (Fig. 2C). Furthermore, total ground cover was also negatively affected by distance from logs (Fig. S1).

Our characterization of the species pool resulted in 318 species (Table S2). The richest families were Asteraceae with 90 species, followed by Poaceae (63) and Fabaceae (26). One third of these species (33%) had diaspores with attributes that facilitate dispersal (WDS). At the degraded site, 43.2% had these attributes, and these species also showed the highest cover values (Table 1). Logs trapped more WDS than expected, based on the regional species pool (Fig. 3, $\chi^2 = 88.59$, $p = 0.18$) or the reference grassland ($\chi^2 = 5.86$, $p = 0.05$).

Discussion

Our data indicated that the presence of PBs enhanced the establishment of native plant species in a degraded area with bare soil. The most species-rich families were Asteraceae (22 species) and Poaceae (26 species), and the established community included WDS such as *Aristida* and *Andropogon* species. Rubiaceae (six species) was the third family in the degraded area, including several *Richardia* species (*R. brasiliensis* Gomes, *R. grandiflora* (Cham. & Schltld.) Steud. and *R. humistrata* (Cham. & Schltld.) Steud.). Species of this genus can be considered ruderal and are commonly found in anthropic environments and areas modified by humans (Lorenzi 1991; Cruz & Martins 2015). The presence of ruderal species in degraded grassland areas after highly impacting activities is common (Le Stradic et al. 2018; de Souza Vieira & Overbeck 2020), especially *Richardia* species (Vieira et al. 2022).

Fick et al. (2016) demonstrated the effectiveness of barrier structures to mitigate desertification processes and enhance plant recruitment in a degraded semiarid grassland. In their study, Fick et al. (2016) combined barriers with seed addition and soil disturbances, but the increased survival of grass seedlings was likely improved due to the barriers, which suggests that these structures may have functioned as artificial "nurse plants." Importantly, barriers can have effects beyond enhancing seed arrival: the high cover of moss (mean value of 8.16% in all plots) in the plots closest to the logs in our study indicates that the logs also lead to a modification of local microclimate, maintaining higher levels of soil moisture. Furthermore, moss may also serve as seed traps, as shown in peat bogs and peatlands where this group of plants is recommended for restoration (Groeneveld et al. 2007). Planting nurse plants has been applied and evaluated in different open ecosystems (see Castellanos et al. 1994 and Rubio-Casal et al. 2001: saltmarshes; Hulvey et al. 2017: dryland in general, "restoration island"; Franks 2003: "coastal dunes"; Holl et al. 2021: planting patches, "applied nucleation") and may lead to the establishment of "islands of fertility" (Gormish et al. 2021) where vegetation development is facilitated. However, the use of nucleation-based techniques in the restoration of grasslands is still little explored (Shaw et al. 2020).

The spatial patterns of vegetation at the degraded site demonstrates that the PBs provided a greater richness of individuals

close to them with a gradual decrease as the distance increased. The Simpson index, which gives more weight to abundant species, indicate that the plots closest to the PBs showed a less even community composition in their abundances. Species of the genus *Aristida* had the highest cover values and occurred mainly closer to the logs. *Aristida* spp. form large tussocks which contributes to their dominance, reflected by the Simpson index. However, when we measured plant diversity using Shannon

Table 1. Partial floristic list of species found in the log area in the Saint-Hilaire municipal Natural Park (only species with mean cover $\geq 0.05\%$ —Table S1 for full floristic list). Species ordered by highest cover values and then family; in bold species that exhibits anatomical adaptations in their diaspores that facilitate their transport (well-dispersed species).

Family	Species	Mean cover (%)
Poaceae	<i>Aristida filifolia</i> (Arechav.) Herter	41.12
Poaceae	<i>Andropogon lateralis</i> Nees	11.60
-	Moss	8.16
Apiaceae	<i>Eryngium horridum</i> Malme	6.00
Rubiaceae	<i>Galianthe fastigiata</i> Griseb.	5.76
Fabaceae	<i>Chamaecrista repens</i> (Vogel) H.S. Irwin & Barneby	5.36
Poaceae	<i>Schizachyrium</i> sp.	4.80
Poaceae	<i>Aristida laevis</i> (Nees) Kunth	4.48
Poaceae	<i>Andropogon selloanus</i> (Hack.) Hack.	3.68
Poaceae	<i>Dichantherium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A. Clark	2.64
Poaceae	<i>Aristida flaccida</i> Trin. & Rupr.	2.56
Poaceae	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	2.40
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	1.84
Poaceae	<i>Eragrostis polytricha</i> Nees	1.68
Poaceae	<i>Piptochaetium montevidense</i> (Spreng.) Parodi	1.60
Rubiaceae	<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	1.28
Asteraceae	<i>Gamochaeta simplicaulis</i> (Willd. ex Spreng.) Cabrera	1.12
Turneraceae	<i>Piriqueta taubatensis</i> (Urb.) Arbo	1.04
Poaceae	<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	1.04
Asteraceae	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	1.04
Asteraceae	<i>Disynaphia ligulifolia</i> (Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob.	0.96
Fabaceae	<i>Crotalaria tweediana</i> Benth.	0.96
Onagraceae	<i>Oenothera</i> sp.	0.96
Poaceae	<i>Eragrostis neesii</i> Trin.	0.96
Campanulaceae	<i>Wahlenbergia linarioides</i> (Lam.) DC.	0.88
Asteraceae	<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason	0.88
Poaceae	<i>Schizachyrium condensatum</i> (Kunth) Nees	0.80
Rubiaceae	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	0.80
Poaceae	<i>Axonopus affinis</i> Chase	0.72
Asteraceae	<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	0.64
Poaceae	<i>Axonopus suffultus</i> (Mikan ex Trin.) Parodi	0.56
Poaceae	<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	0.56
Poaceae	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen	0.56

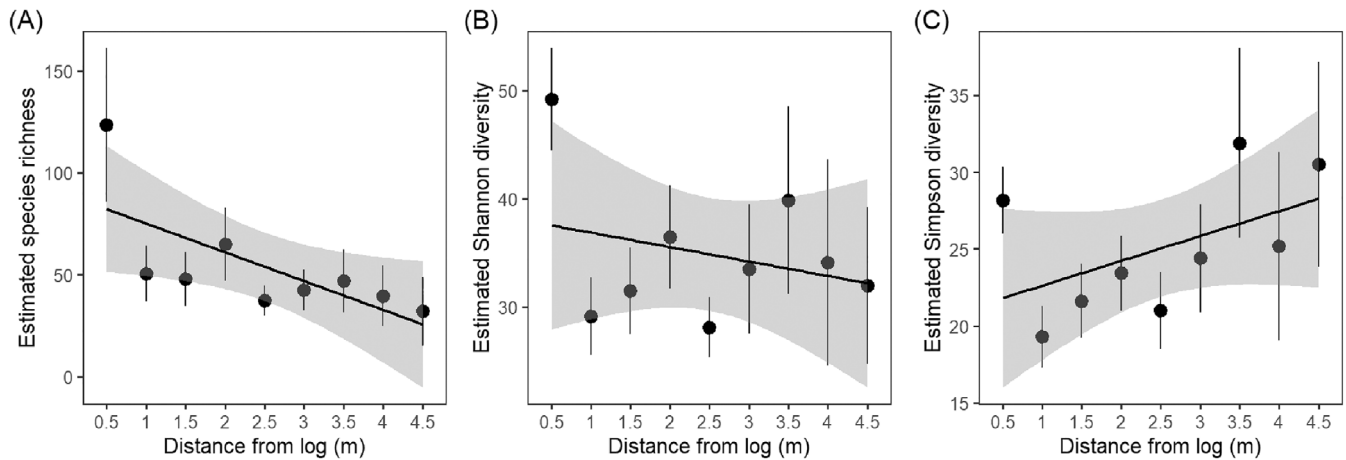


Figure 2. Species richness and diversity of degraded grassland plots in relation to the distance of the physical barriers, calculated based on Hill numbers: $q = 0$ species richness, $q = 1$ Shannon diversity, and $q = 2$ inverse of Simpson concentration (Chao et al. 2014). Dots represent mean values, whiskers maximum and minimum values, gray area is \pm SE.

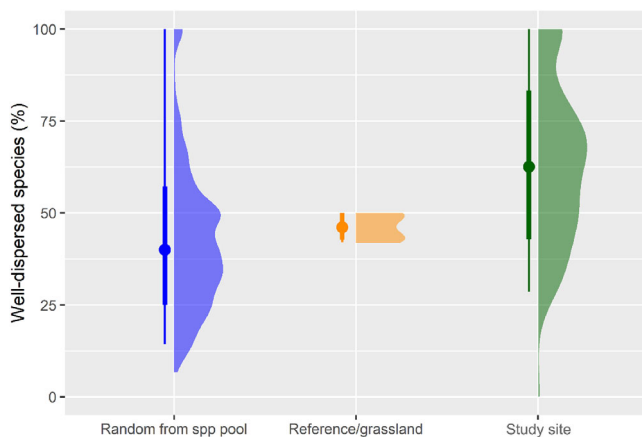


Figure 3. Percentage of well-dispersed species observed in each plot (for the sites that were sampled) or in each random draw from the species pool. Dots represent mean values, thin whiskers are maximum and minimum intervals, thick whiskers are standard deviation, curves represent the density values for each percentage.

diversity, plots closest to the PBs appeared as more diverse, due to higher weight of species richness.

Despite the effectiveness of PBs to trap seeds, 7 years after they were installed (2013–2022, personal observation), a large portion of the soil remained exposed, especially further in all away from the logs, even though the study site is immersed in conserved natural grasslands. Apparently, the proximity of grasslands did not supply enough propagules. Alternatively, the site conditions were too severe (e.g. Fick et al. 2016) to promote fast establishment and vegetation cover, that is, there could be microsite limitation, wherein recruitment of individuals remains limited in spite of seed availability, often requiring disturbances, for example in soil surfaces to break physical crusts and facilitate seed burial (Fick et al. 2016). While the use of PBs appears to be promising, apparently it is not sufficient in

the studied system and the creation of adequate conditions for plant establishment is also important. Nonetheless, the efficiency of PBs to increase seed rain in grassland restoration should be studied to disentangle the mechanism(s) at play (seed trap vs. change in microsite conditions). Needless to say, such barriers do not need to be heavy tree logs, but could be made of light and portable materials and thus could be a low-cost and easy to implement technique. Such experiments should also include the evaluation of factors such as the importance of wind direction and ideal height of barriers. Overall, improved knowledge on dispersal and recruitment processes in grasslands is important to find ways to increase seed rain in grassland restoration and thus facilitate restoration (Arruda et al. 2018; Török et al. 2021), even if seed introduction may remain necessary in many cases.

Acknowledgments

We thank staff at the Saint'Hilaire Municipal Natural Park for their availability to assist in field trips, especially to Francisco Carlos Carvalho da Silva, Gerson Luís Mainardi and Josimar Antunes Appel. A.B.P., R.G.R., P.A.T. received scholarships from the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001. P.A.T. received a “Bolsas Funbio – Conservando o Futuro” grant from Funbio and Instituto Humanize to develop this study. G.E.O. is supported by CNPq.

LITERATURE CITED

- Andrade BO, Bonilha CL, Overbeck GE, Martin-Vélez E, Rolim RG, Bordignon SAL, et al. (2019) Classification of south Brazilian grasslands: implications for conservation. *Applied Vegetation Science* 22:168–184. <https://doi.org/10.1111/avsc.12413>
- Arruda AJ, Buisson E, Poschod P, Silveira FAO (2018) How have we studied seed rain in grasslands and what do we need to improve for better restoration? *Restoration Ecology* 26:S84–S91. <https://doi.org/10.1111/rec.12686>

- Buisson E, Le Stradic S, Oliveira FAO, Durigan G, Overbeck GE, Fidelis A, et al. (2019) Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews* 94:590–609. <https://doi.org/10.1111/brv.12470>
- Castellanos E, Figueroa M, Davy A (1994) Nucleation and facilitation in salt-marsh succession: interactions between *Spartina maritima* and *Arthrocnemum perenne*. *Journal of Ecology* 82:239–248. <https://doi.org/10.2307/2261292>
- Cavanagh AM, Morgan JW, Godfree RC (2020) Awn morphology influences dispersal, microsite selection and burial of Australian native grass diaspores. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8:581967. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.581967>
- Chao A, Gotelli NG, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species biodiversity studies. *Ecological Monographs* 84:45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Cheplick G (1998) Seed dispersal and seedling establishment in grass populations. Pages 84–105. In: Bradshaw A, Cheplick G (eds) *Population biology of grasses*. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511525445.005>
- CRIA (2022) Specieslink - simple search. <http://www.splink.org.br/index> (accessed 10 May 2022)
- Cruz RM, Martins CF (2015) Pollinators of *Richardia grandiflora* (Rubiaceae): an important ruderal species for bees. *Neotropical Entomology* 44:21–29. <https://doi.org/10.1007/s13744-014-0252-7>
- de Bello F, Price JN, Münkemüller T, Liira J, Zobel M, Thuiller W, et al. (2012) Functional species pool framework to test for biotic effects on community assembly. *Ecology* 93:2263–2273. <https://doi.org/10.1890/11-1394.1>
- de Mello AS, Christ AL, da Silva NA, da Silva Goldas CS, de Carvalho CEV, Ely CV, et al. (2018) FLORA do Parque Natural Municipal Saint'Hilaire https://fieldguides.fieldmuseum.org/sites/default/files/rapid-color-guides-pdfs/953_brazil_flora_of_sainthilaire_natural_park.pdf (accessed 10 May 2022)
- de Souza Vieira M, Overbeck GE (2020) Small seed bank in grasslands and tree plantations in former grassland sites in the south Brazilian highlands. *Biotropica* 52:775–782. <https://doi.org/10.1111/btp.12785>
- Fick SE, Decker C, Duniway MC, Miller ME (2016) Small-scale barriers mitigate desertification processes and enhance plant recruitment in a degraded semi-arid grassland. *Ecosphere* 7:e01354. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1354>
- Flora do Brasil (2020) Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> (accessed 10 May 2022)
- Franks SJ (2003) Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. *Plant Ecology* 168:1–11. <https://doi.org/10.1023/A:1024426608966>
- Gornish ES, Ganjurjav H, Liang M, Simonis JL, McClaran MP (2021) Identifying restoration opportunities beneath native mesquite canopies. *Restoration Ecology* 29:e13334. <https://doi.org/10.1111/rec.13334>
- Groeneveld EVG, Massé A, Rochefort L (2007) *Polytrichum strictum* as a nurse-plant in peatland restoration. *Restoration Ecology* 15:709–719. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00283.x>
- Guidetti BY, Amico GC, Dardanelli S, Rodriguez-Cabal MA (2016) Artificial perches promote vegetation restoration. *Plant Ecology* 217:935–942. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0619-4>
- Holl KD, Lesage JC, Adams T, Rusk J, Schreiber RD, Tang M (2021) Vegetative spread is key to applied nucleation success in non-native-dominated grasslands. *Restoration Ecology* 29:e13330. <https://doi.org/10.1111/rec.13330>
- Hollander M, Wolfe DA, Chicken E (2015) *Nonparametric statistical methods*. John Wiley & Sons, Hoboken, NJ
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7:1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Hulvey KB, Leger EA, Porensky LM, Roche LM, Veblen KE, Fund A, Shaw J, Gornish ES (2017) Restoration islands: a tool for efficiently restoring dryland ecosystems? *Restoration Ecology* 25:S124–S134. <https://doi.org/10.1111/rec.12614>
- Kiehl K, Kirmer A, Donath TW, Rasran L, Hölzel N (2010) Species introduction in restoration projects—evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in central and northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* 11:285–299. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.004>
- Klimkowska A, Kotowski W, van Diggelen R, Grootjans AP, Dzierza P, Brzezinska K (2010) Vegetation re-development after fen meadow restoration by topsoil removal and hay transfer. *Restoration Ecology* 18:924–933. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00554.x>
- Koch C, Conradi T, Gossner MM, Hermann JM, Leidinger J, Meyer ST, Overbeck GE, Weisser WW, Kollmann J (2016) Management intensity and temporary conversion to other land-use types affect plant diversity and species composition of subtropical grasslands in southern Brazil. *Applied Vegetation Science* 19:589–599. <https://doi.org/10.1111/avsc.12262>
- Le Stradic S, Fernandes GW, Buisson E (2018) No recovery of *campo rupestre* grasslands after gravel extraction: implications for conservation and restoration. *Restoration Ecology* 26:S151–S159. <https://doi.org/10.1111/rec.12713>
- Londo G (1976) The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33:61–64. <https://doi.org/10.1007/BF00055300>
- Lorenzi H (1991) Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais. Plantarum, Nova Odessa
- Minervini Silva GH, Overbeck GE (2021) Seasonal patterns of endozoochory by cattle in subtropical grassland in southern Brazil. *Austral Ecology* 46:1266–1276. <https://doi.org/10.1111/aec.13054>
- Nerlekar AN, Veldman JW (2020) High plant diversity and slow assembly of old-growth grasslands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117:18550–18556. <https://doi.org/10.1073/pnas.1922266117>
- Peel M, Finlayson B, McMahon T (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences* 11:1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pohlert T (2022) PMCMRplus: calculate pairwise multiple comparisons of mean rank sums extended R package version 1.9.5
- Porto AB, do Prado MAP, Rodrigues LS, Overbeck GE (2022) Restoration of subtropical grasslands degraded by non-native pine plantations: effects of litter removal and hay transfer. *Restoration Ecology* e13773. <https://doi.org/10.1111/rec.13773>
- R Core Team (2022) A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria
- Rolim RG, Rosenfield MF, Overbeck GE (2022) Are we ready to restore south Brazilian grasslands? Plant material and legal requirements for restoration and plant production. *Acta Botanica Brasiliica* 36:e2021abb0155. <https://doi.org/10.1590/0102-33062021abb0155>
- Rubio-Casal AE, Castillo JM, Luque CJ, Figueroa ME (2001) Nucleation and facilitation in salt pans in Mediterranean salt marshes. *Journal of Vegetation Science* 12:761–770. <https://doi.org/10.2307/3236863>
- Rydgren K, Jørn-Frode N, Ingvild A, Inger A, Einar H (2010) Recreating semi-natural grasslands: a comparison of four methods. *Ecological Engineering* 36:1672–1679. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.07.005>
- Shaw JA, Roche LM, Gornish ES (2020) The use of spatially patterned methods for vegetation restoration and management across systems. *Restoration Ecology* 28:766–775. <https://doi.org/10.1111/rec.13198>
- Thomas PA, Overbeck GE, Müller SC (2019a) Restoration of abandoned subtropical highland grasslands in Brazil: mowing produces fast effects, but hay transfer does not. *Acta Botanica Brasiliica* 33:405–411. <https://doi.org/10.1590/0102-33062018abb0377>
- Thomas PA, Schüller J, Boavista LR, Torchelsen FP, Overbeck GE, Müller SC (2019b) Controlling the invader *Urochloa decumbens*: subsidies for ecological restoration in subtropical Campos grassland. *Applied Vegetation Science* 22:96–104. <https://doi.org/10.1111/avsc.12407>

- Torchelsen FP, Cadenazzi M, Overbeck GE (2019) Do subtropical grasslands recover spontaneously after afforestation? *Journal of Plant Ecology* 12: 228–234. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtz011>
- Török P, Brudvig LA, Kollmann J, Price J, Tóthmérész B (2021) The present and future of grassland restoration. *Restoration Ecology* 29:e13378. <https://doi.org/10.1111/rec.13378>
- Tropicos (2020) Missouri Botanical Garden. <https://tropicos.org> (accessed 10 May 2022)
- Vieira LAF, Tabarelli M, Souza G, Queiroz R, Santos BA (2022) Divergent herb communities in drier and chronically disturbed areas of the Brazilian Caatinga. *Perspectives in Ecology and Conservation* 20:132–140. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.12.002>

Coordinating Editor: J. Leighton Reid

Supporting Information

The following information may be found in the online version of this article:

Table S1. Number of plots with different distance to physical barriers at study site in Saint'Hilaire Municipal Natural Park/Brazil.

Figure S1. The relationship between distance from the logs and ground cover of vegetation (%) represented by a linear model at the study site in Saint'Hilaire Municipal Natural Park/Brazil.

Table S2. Grassland species list for the study site (StuSite) in Saint'Hilaire Municipal Natural Park/Brazil, sampling carried out around the study area (AroudArea), Flora of the Saint'Hilaire Municipal Natural Park (FSH) and SpeciesLink (SpLink).

Received: 8 August, 2022; First decision: 15 October, 2022; Revised: 3 November, 2022; Accepted: 7 November, 2022

1 **Tree logs for grassland restoration? Lessons and perspectives from an unintentional experiment**

2 **Ana Boeira Porto^{1*}, Rosângela Gonçalves Rolim¹, Luciana da Silva Menezes¹, Pedro Augusto Thomas¹, Guilherme Dubal dos Santos Seger²,**

3 **Gerhard Ernst Overbeck¹**

4 ¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Campus do Vale, 9500 Bento Gonçalves Av., Porto Alegre, Brazil

5 ²Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Campus Litoral Norte, 976 Tramandaí Av., Imbé, Brazil

6

7 *Address correspondence to AB Porto, email aanaporto@gmail.com

8 **Supplementary material.** This supplementary material comprises details of study design and complementary data from the vegetation survey.

9

10 **Table S1.** Number of plots with different distance to physical barriers at study site in Saint'Hilaire Municipal Natural Park/Brazil.

Distances between logs (m)	Number of plots
0.5	20
1	20
1.5	20
2	18
2.5	15
3	13
3.5	9
4	7
4.5	3

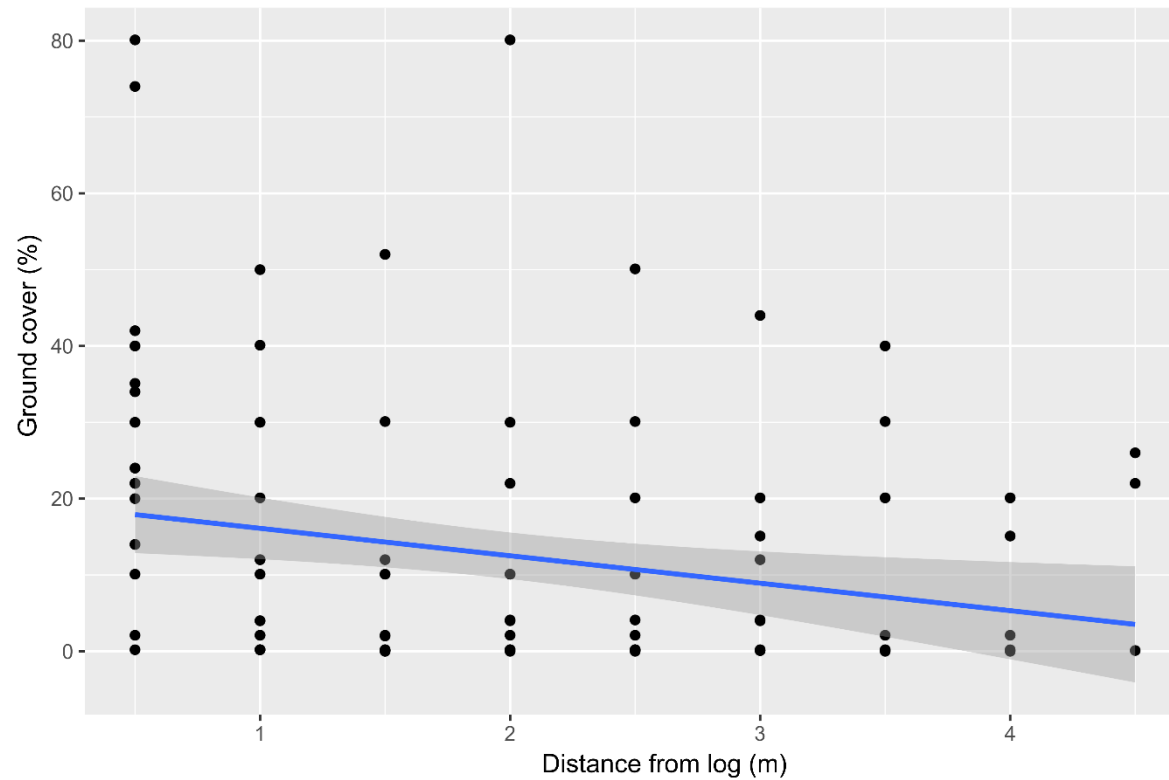


Figure S1. The relationship between distance from the logs and ground cover of vegetation (%) represented by a linear model at the study site in Saint’Hilaire Municipal Natural Park/Brazil.

Table S2. Grassland species list for the study site (StuSite) in Saint’Hilaire Municipal Natural Park/Brazil, sampling carried out around the study area (AroudArea), Flora of the Saint’Hilaire Municipal Natural Park (FSH) and SpeciesLink (SpLink). The species were classified according to the presence or absence of traits that facilitate dispersion in their diaspores – well-dispersed species (WellDisp); *exotic species.

Family	Species	Authors	StuSite	AroudArea	FSH	SpLink	WellDisp
Acanthaceae	<i>Ruellia hypericoides</i>	(Nees) Lindau			x	x	
Amaranthaceae	<i>Iresine diffusa</i>	Humb. & Bonpl. ex Willd.				x	
Amaranthaceae	<i>Pfaffia tuberosa</i>	(Spreng.) Hicken	x	x	x	x	x

Asteraceae	<i>Gamochaeta americana</i>	(Mill.) Wedd.		x		x		x
Asteraceae	<i>Gamochaeta filaginea</i>	(DC.) Cabrera		x			x	x
Asteraceae	<i>Gamochaeta pensylvanica</i>	(Willd.) Cabrera	x					x
Asteraceae	<i>Gamochaeta simplicicaulis</i>	(Willd. ex Spreng.) Cabrera	x					x
Asteraceae	<i>Gyptis lanigera</i>	(Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob.					x	x
Asteraceae	<i>Gyptis tanacetifolia</i>	(Gillies ex Hook. & Arn.) D.J.N. Hind & Flann				x	x	x
Asteraceae	<i>Holocheilus brasiliensis</i>	(L.) Cabrera				x	x	x
Asteraceae	<i>Hypochaeris chillensis</i>	(Kunth) Britton					x	
Asteraceae	<i>Hypochaeris megapotamica</i>	Cabrera	x					
Asteraceae	<i>Lessingianthus polyphyllus</i>	(Sch.Bip. ex Baker) H.Rob.					x	x
Asteraceae	<i>Lucilia acutifolia</i>	(Poir.) Cass.	x	x			x	x
Asteraceae	<i>Lucilia nitens</i>	Less.		x			x	
Asteraceae	<i>Moquiniastrum cordatum</i>	(Less.) G. Sancho				x		x
Asteraceae	<i>Moquiniastrum polymorphum</i>	(Less.) G. Sancho					x	x
Asteraceae	<i>Noticastrum</i> sp.	-	x					
Asteraceae	<i>Orthopappus angustifolius</i>	(Sw.) Gleason	x					x
Asteraceae	<i>Pluchea sagittalis</i>	(Lam.) Cabrera					x	x
Asteraceae	<i>Porophyllum curticeps</i>	Malme					x	x
Asteraceae	<i>Porophyllum lanceolatum</i>	DC.		x	x		x	
Asteraceae	<i>Pseudognaphalium gaudichaudianum</i>	(DC.) Anderb.		x			x	
Asteraceae	<i>Pterocaulon alopecuroides</i>	(Lam.) DC.		x			x	x
Asteraceae	<i>Pterocaulon angustifolium</i>	DC.					x	x
Asteraceae	<i>Pterocaulon lorentzii</i>	Malme					x	x
Asteraceae	<i>Pterocaulon polypterum</i>	(DC.) Cabrera	x					x
Asteraceae	<i>Pterocaulon polystachyum</i>	DC.					x	x
Asteraceae	<i>Pterocaulon rugosum</i>	(Vahl) Malme	x					x
Asteraceae	<i>Schlechtendalia luzulifolia</i>	Less.				x		x
Asteraceae	<i>Senecio bonariensis</i>	Hook. & Arn.					x	x
Asteraceae	<i>Senecio brasiliensis</i>	(Spreng.) Less.					x	x
Asteraceae	<i>Senecio leptolobus</i>	DC.	x					x
Asteraceae	<i>Senecio pinnatus</i>	Poir.					x	x
Asteraceae	<i>Senecio selloi</i>	(Spreng.) DC.					x	x
Asteraceae	<i>Solidago chilensis</i>	Meyen					x	x
Asteraceae	<i>Sommerfeltia spinulosa</i>	(Spreng.) Less.					x	x
Asteraceae	<i>Stenachaenium campestre</i>	Baker					x	x
Asteraceae	<i>Stenachaenium megapotamicum</i>	(Spreng.) Baker				x	x	x

Asteraceae	<i>Stenachaenium riedelli</i>	Baker						X	X
Asteraceae	<i>Stenocephalum megapotamicum</i>	(Spreng.) Sch.Bip.					X	X	X
Asteraceae	<i>Stevia gratiolooides</i>	Hook. & Arn.						X	
Asteraceae	<i>Vernonanthura nudiflora</i>	(Less.) H.Rob.	X	X				X	X
Asteraceae	<i>Vernonanthura tweediana</i>	(Baker) H.Rob.						X	X
Boraginaceae	<i>Antiphytum cruciatum</i>	(Cham.) DC.					X		
Boraginaceae	<i>Heliotropium indicum</i>	L.						X	
Boraginaceae	<i>Moritzia ciliata</i>	(Cham.) DC. ex Meisn					X		
Boraginaceae	<i>Varronia curassavica</i>	Jacq.					X	X	
Bromeliaceae	<i>Dyckia choristaminea</i>	Mez					X		
Bromeliaceae	<i>Dyckia leptostachya</i>	Baker					X		
Bromeliaceae	<i>Dyckia maritima</i>	Baker						X	
Bromeliaceae	<i>Dyckia remotiflora</i>	Otto & A.Dietr.				X		X	
Cactaceae	<i>Parodia ottonis</i>	(Lehm.) N.P.Taylor					X		
Campanulaceae	<i>Wahlenbergia linarioides</i>	(Lam.) DC.	X					X	
Caryophyllaceae	<i>Cerastium rivulare</i> *	Cambess.						X	
Caryophyllaceae	<i>Spergula arvensis</i>	L.						X	
Cistaceae	<i>Crocanthemum brasiliensis</i>	Spach					X		
Commelinaceae	<i>Commelina diffusa</i>	Burm.f.						X	
Commelinaceae	<i>Commelina erecta</i>	L.						X	
Convolvulaceae	<i>Convolvulus crenatifolius</i>	Ruiz & Pav.					X		
Convolvulaceae	<i>Dichondra sericea</i>	Sw.	X						
Convolvulaceae	<i>Evolvulus sericeus</i>	Sw.				X		X	
Convolvulaceae	<i>Ipomoea cairica</i>	(L.) Swee					X	X	
Convolvulaceae	<i>Ipomoea triloba</i>	L.						X	
Cyperaceae	<i>Abildgaardia ovata</i>	(Burm.f.) Kral				X		X	
Cyperaceae	<i>Bulbostylis sphaerocephala</i>	(Boeckeler) C.B.Clarke				X			
Cyperaceae	<i>Bulbostylis sphaerolepis</i>	(Boeckeler) Beetle				X		X	
Cyperaceae	<i>Carex sellowiana</i>	Schltld.					X		
Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i>	L.						X	
Cyperaceae	<i>Fimbristylis autumnalis</i>	(L.) Roem. & Schult.				X		X	
Cyperaceae	<i>Fimbristylis dichotoma</i>	(L.) Vahl				X		X	
Cyperaceae	<i>Rhynchospora barrosiana</i>	Guagl.				X		X	
Cyperaceae	<i>Rhynchospora rugosa</i>	(Vahl) Gale					X	X	
Cyperaceae	<i>Rhynchospora setigera</i>	(Kunth) Griseb.				X	X	X	
Euphorbiaceae	<i>Bernardia multicaulis</i>	Müll.Arg.						X	

Euphorbiaceae	<i>Croton gnaphalii</i>	Baill.	x	x	x	x	
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia selloi</i>	(Klotzsch & Garcke) Boiss.	x	x	x	x	x
Fabaceae	<i>Betencourtia gracillima</i>	(Benth.) L.P.Queiroz		x		x	
Fabaceae	<i>Centrosema virginianum</i>	(L.) Benth.			x	x	
Fabaceae	<i>Chamaecrista repens</i>	(Vogel) H.S.Irwin & Barneby	x	x		x	
Fabaceae	<i>Chamaecrista repens var. repens</i>	(Vogel) H.S.Irwin & Barneby					x
Fabaceae	<i>Clitoria nana</i>	Benth.	x	x		x	
Fabaceae	<i>Collaea stenophylla</i>	(Hook. & Arn.) Benth.				x	x
Fabaceae	<i>Crotalaria tweediana</i>	Benth.	x			x	x
Fabaceae	<i>Ctenodon elegans</i>	(Schltdl. & Cham.) D.B.O.S.Cardoso & A.Delgado					x
Fabaceae	<i>Ctenodon falcatus</i>	(Poir.) D.B.O.S.Cardoso, P.L.R.Moraes & H.C.Lima				x	x
Fabaceae	<i>Desmanthus tatuhyensis</i>	Hoehne		x	x	x	
Fabaceae	<i>Desmodium adscendens</i>	(Sw.) DC.					x
Fabaceae	<i>Desmodium barbatum</i>	(L.) Benth.					x
Fabaceae	<i>Desmodium incanum</i>	(Sw.) DC.		x			x
Fabaceae	<i>Desmodium triarticulatum</i>	Malme					x
Fabaceae	<i>Lupinus gibertianus</i>	C.P.Sm.					x
Fabaceae	<i>Lupinus lanatus</i>	Benth.				x	
Fabaceae	<i>Macroptilium prostratum</i>	(Benth.) Urb.	x	x	x	x	
Fabaceae	<i>Mimosa parvipinna</i>	Benth.					x
Fabaceae	<i>Mimosa pigra</i>	L.					x
Fabaceae	<i>Nanogalactia heterophylla</i>	(Gillies ex Hook. & Arn.) L.P.Queiroz		x			x
Fabaceae	<i>Rhynchosia corylifolia</i>	Mart. ex Benth.				x	x
Fabaceae	<i>Rhynchosia diversifolia</i>	Micheli		x			x
Fabaceae	<i>Stylosanthes leiocarpa</i>	Vogel					x
Fabaceae	<i>Stylosanthes montevidensis</i>	Vogel		x			x
Fabaceae	<i>Trifolium polymorphum</i>	Poir.					x
Fabaceae	<i>Zornia reticulata</i>	Sm.					x
Gesneriaceae	<i>Sinningia allagophylla</i>	(Mart.) Wiehler					x
Hypericaceae	<i>Hypericum brasiliense</i>	Choisy				x	x
Hypericaceae	<i>Hypericum caprifoliatum</i>	Cham. & Schltdl.				x	x
Hypericaceae	<i>Hypericum connatum</i>	Lam.				x	
Hypericaceae	<i>Hypericum lorentzianum</i>	Gilg ex R.Keller				x	x
Hypoxidaceae	<i>Hypoxis decumbens</i>	L.		x		x	x
Iridaceae	<i>Cypella amplimaculata</i>	Chauveau & L.Eggers				x	
Iridaceae	<i>Cypella fucata</i>	Ravenna					x

Poaceae	<i>Setaria vaginata</i>	Spreng.						X	
Poaceae	<i>Sorghastrum scaberrimum</i>	(Nees) Herter			X			X	X
Poaceae	<i>Sorghastrum stipoides</i>	(Kunth) Nash	X						X
Poaceae	<i>Sporobolus indicus</i>	(L.) R.Br.						X	
Poaceae	<i>Steinchisma hians</i>	(Elliott) Nash	X						
Poaceae	<i>Stenotaphrum secundatum</i>	(Walter) Kuntze	X						
Poaceae	<i>Stipa melanosperma</i>	J. Presl	X	X				X	
Poaceae	<i>Trachypogon spicatus</i>	(L.f.) Kuntze			X			X	
Polygalaceae	<i>Monnina oblongifolia</i>	Arechav.					X	X	
Polygalaceae	<i>Polygala adenophylla</i>	A.St.-Hil. & Moq.						X	
Polygalaceae	<i>Polygala brasiliensis</i>	L.						X	
Polygalaceae	<i>Polygala pulchella</i>	A.St.-Hil. & Moq.						X	
Polygalaceae	<i>Polygonum punctatum</i>	Elliott						X	
Primulaceae	<i>Lysimachia arvensis</i>	(L.) U. Manns & Anderb.						X	
Ranunculaceae	<i>Anemone decapetala</i>	Ard.						X	X
Rubiaceae	<i>Borreria capitata</i>	(Ruiz & Pav.) DC.			X			X	
Rubiaceae	<i>Borreria verticillata</i>	(L.) G.Mey.	X	X				X	
Rubiaceae	<i>Coccocypselum lanceolatum</i>	(Ruiz & Pav.) Pers.					X	X	
Rubiaceae	<i>Galianthe fastigiata</i>	Griseb.	X	X			X	X	
Rubiaceae	<i>Galianthe palustris</i>	(Cham. & Schltld.) Cabaña Fader & E. L. Cabral						X	
Rubiaceae	<i>Galium hirtum</i>	Lam.	X						
Rubiaceae	<i>Galium hypocarpium</i>	(L.) Endl. ex Griseb.						X	
Rubiaceae	<i>Galium richardianum</i>	(Gillies ex Hook. & Arn.) Endl. ex Walp.			X			X	
Rubiaceae	<i>Galium vile</i>	(Cham. & Schltld.) Dempster						X	
Rubiaceae	<i>Hexasepalum apiculatum</i>	(Willd.) Delprete & J.H.Kirkbr.					X	X	
Rubiaceae	<i>Richardia brasiliensis</i>	Gomes	X					X	
Rubiaceae	<i>Richardia grandiflora</i>	(Cham. & Schltld.) Steud.	X	X			X	X	
Rubiaceae	<i>Richardia humistrata</i>	(Cham. & Schltld.) Steud.	X					X	
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i>	Jacq.	X					X	
Scrophulariaceae	<i>Buddleja stachyoides</i>	Cham. & Schltld.						X	
Solanaceae	<i>Calibrachoa ovalifolia</i>	(Miers) Stehmann & Semir					X		
Solanaceae	<i>Petunia integrifolia</i>	(Hook.) Schinz & Thell.					X		
Solanaceae	<i>Petunia integrifolia subsp. Integrifolia</i>	(Hook.) Schinz & Thell.						X	
Solanaceae	<i>Salpichroa origanifolia</i>	(Lam.) Baill.						X	
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i>	Mill.					X	X	
Solanaceae	<i>Solanum commersonii</i>	Poir.						X	

Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis racemosa</i>	Griseb.				X
Turneraceae	<i>Piriqueta taubatensis</i>	(Urb.) Arbo	X		X	
Verbenaceae	<i>Duranta erecta</i> *	L.				X
Verbenaceae	<i>Glandularia humifusa</i>	(Cham.) Botta				X
Verbenaceae	<i>Glandularia marrubioides</i>	(Cham.) Tronc.		X	X	X
Verbenaceae	<i>Glandularia thymoides</i>	(Cham.) N.O'Leary			X	
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>	L.			X	X
Verbenaceae	<i>Lantana fucata</i>	Lindl.				X
Verbenaceae	<i>Lantana montevidensis</i>	(Spreng.) Briq.		X	X	X
Verbenaceae	<i>Lippia hieraciifolia</i>	Cham.			X	
Verbenaceae	<i>Lippia pusilla</i>	T.Silva & Salimena		X	X	X
Verbenaceae	<i>Verbena litoralis</i>	Kunth				X
Verbenaceae	<i>Verbena rigida</i>	Spreng.		X	X	X
Vernonieae	<i>Lessingianthus hypochaeris</i>	(DC.) H.Rob.				X
Vivianiaceae	<i>Viviania albiflora</i>	(Cambess.) Reiche				X
-	cf. Euphorbiaceae	-		X		
-	cf. Eupatorium	-		X		
-	Tree seedling	-		X		
-	Moss	-		X		

Apêndice 1

Consciência Campestre: um chamado para o (re)conhecimento aos campos

Ana Boeira Porto, Rosângela Gonçalves Rolim, Filipe Ferreira da Silveira,
Gerhard Ernst Overbeck e Antonio Salatino

Manuscrito publicado no periódico Bio Diverso



REVISÃO E SÍNTESE

Consciência Campestre: um chamado para o (re)conhecimento aos campos

Ana Boeira Porto¹, Rosângela Gonçalves Rolim¹, Filipe Ferreira da Silveira¹, Gerhard Ernst Overbeck¹ e Antonio Salatino²

Resumo: As formações ecológicas abertas, também chamadas de formações não-florestais, são dotadas de elevada biodiversidade e, apesar de possuírem elevado potencial para utilizações econômicas sustentáveis, estão negligenciadas nas políticas públicas de conservação e preservação no Brasil. Objetivando fomentar uma percepção holística do atual cenário da formação campestre no estado do Rio Grande do Sul (RS), em especial aos campos do Pampa, nós revisitamos a legislação estadual, buscamos dados de mudança do uso da terra em áreas originalmente campestres e consultamos bases de dados eletrônicas dos municípios deste bioma, a fim de averiguar como a esfera municipal está lidando com a conversão urbana da vegetação campestre. A partir disso, sugerimos um novo olhar para os campos, o qual denominamos de Consciência Campestre. Esta tomada de consciência, embasada em questões históricas, políticas, econômicas, culturais e ecológicas advém da necessidade imediata de reconhecimento às formações campestres no RS, a fim de valorizar sua importância e evitar sua extinção.

Palavras-chave: cegueira botânica, conservação, formações ecológicas abertas, legislação ambiental, Pampa

1 - Programa de Pós-Graduação em Botânica, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil (aanaporto@gmail.com, rosangelagrolim@yahoo.com.br, filipesilveferreira@hotmail.com, gerhard.overbeck@ufrgs.br)

2 - Departamento de Botânica, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil (asalatin@ib.usp.br)

Abstract: *Open ecosystems, or non-forest formations, are endowed with great biodiversity and, despite high potential for sustainable economic uses, are neglected in public policies for conservation and preservation in Brazil. In order to foster a holistic perception of the current scenario of these formations in the state of Rio Grande do Sul (RS), in Brazil, especially in the Pampa grasslands, we revisit state policies and consult the electronic databases of the municipalities in this biome in order to find out how the municipal sphere is dealing with environmental licensing of natural grasslands. From this, we suggest a new look at grasslands, which we call Grassland Consciousness. This awareness, based on historical, politics, economic, cultural and ecological issues, opens up the immediate need for recognition of non-forest formations in RS.*

Keywords: *conservation, environmental legislation, open ecosystems, Pampa, plant blindness*

Consciência Campestre: um chamado para o (re)conhecimento aos campos

*“Eu quero andar nas coxilhas
Sentindo as flechilhas das ervas do chão,
Ter os pés roseteados de campo,
Ficar mais trigueiro com o sol de verão.
Fazer versos cantando as belezas
Desta natureza sem par [...]”*

Céu, Sol, Sul, Terra e Cor – Leonardo, cantor nativista

Considere o que vem à sua mente quando você se depara com a palavra “gaúcho”. Provavelmente, a figura de um homem com vestes típicas, inserido em um contexto paisagístico campestre. Atente para o cenário em questão: o campo. A formação vegetal campestre no Rio Grande do Sul (RS) é a matriz que fundamenta a identidade cultural deste Estado^{1,2,3,4}. Essa matriz é composta por grandiosa biodiversidade^{5,6} e repleta de elevado valor histórico e cultural. Assim, os campos do RS caracterizam o bioma Pampa, além de comporem também a matriz paisagística na região denominada Campos de Cima da Serra (CCS), que faz parte do bioma Mata Atlântica (MA).

O Pampa faz parte da formação campestre denominada de *Pastizales del Río de la Plata* que se estende pelo Uruguai e nordeste da Argentina⁷. Apenas em 2004 o Pampa foi reconhecido como bioma pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)⁸ e, apesar de restrito a um estado da nação, somente em 2020 passou a ser citado e definido em legislação ambiental estadual, na lei de proteção à vegetação nativa do Rio Grande do Sul⁹. Entretanto, os campos da MA, que estão localizados no nordeste do RS e tem continuidade no estado de Santa Catarina, são regidos por legislação específica e há mais tempo, especialmente pela Lei n° 11.428/2006¹⁰, Decreto n° 6.660/2008¹¹ e Resolução CONAMA n° 423/2010¹².

Os campos no RS estão passando por drásticas transformações que são facilmente notáveis ao viajar pelas rodovias que os cortam. Grande parte desta transformação é devida à conversão dos campos para uso do solo com agricultura e silvicultura^{13,14}. Em algumas regiões, para encontrarmos relictos campestres, temos de nos contentar com as pequenas áreas que restam às margens das vias, quando essas já não estão tomadas por espécies exóticas invasoras (como o capim-annoni, *Eragrostis plana*, e a braquiária, *Urochloa spp.*¹⁵). ou com a continuação de lavouras em faixas de domínio de rodovias. Indo ao encontro dessa percepção, dados recentes sobre o uso do solo no RS¹³ demonstram que, pelo menos desde 2005, temos mais áreas com cultivos agrícolas (cultivos anuais e perenes) do que formações campestres (**Figura 1**). Destaca-se a área de cultivo de soja, que pode ultrapassar em breve a área total de vegetação campestre no RS.

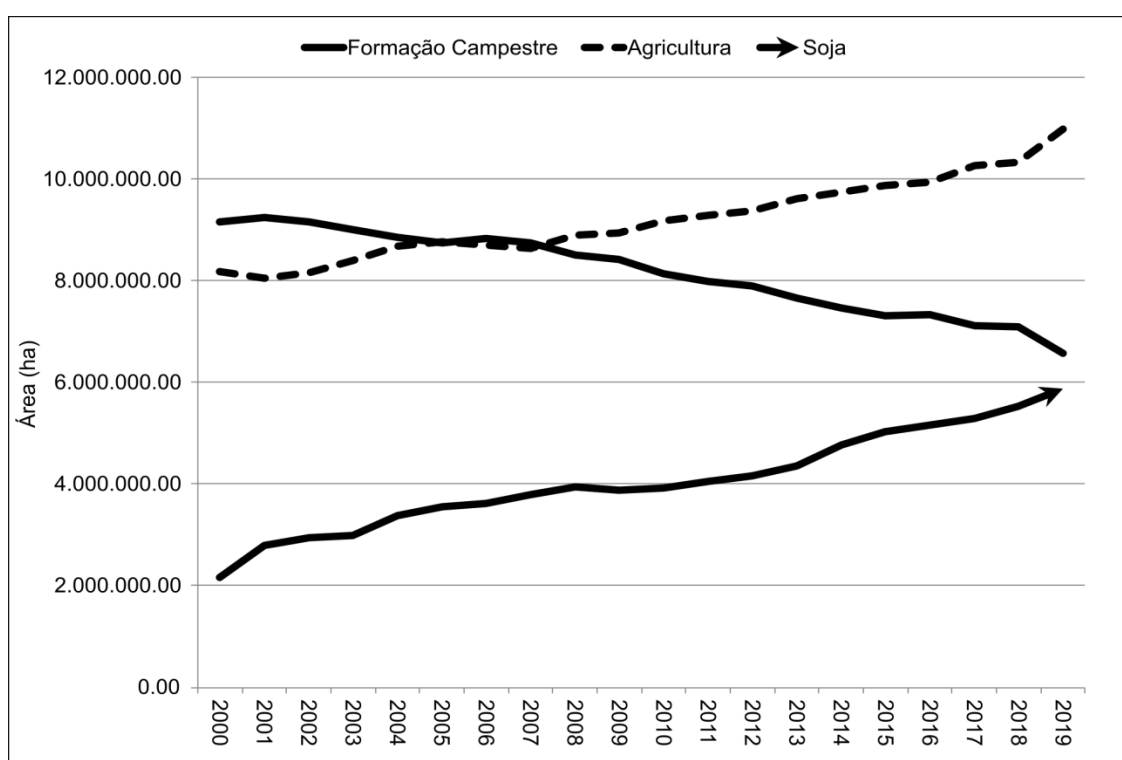


Figura 1. Somatório das áreas de formação campestre dos biomas Pampa e Mata Atlântica comparada às áreas com agricultura (cultivos anuais e perenes) e, separadamente, a área plantada com soja entre os anos de 2000 e 2019 no Rio Grande do Sul. Gráfico gerado a partir de dados disponíveis no Projeto MapBiomias¹³.

Este texto propõe-se a tecer um olhar reflexivo sobre a conservação e proteção dos campos no RS, especialmente no Pampa, o bioma menos conservado do Brasil¹⁶. Compilamos dados acerca do aspecto legal e protetivo, sobre o manejo dos campos do Pampa dentro da esfera estadual e municipal. Fundamentados em perspectivas ecológicas, históricas, culturais e reflexivas,

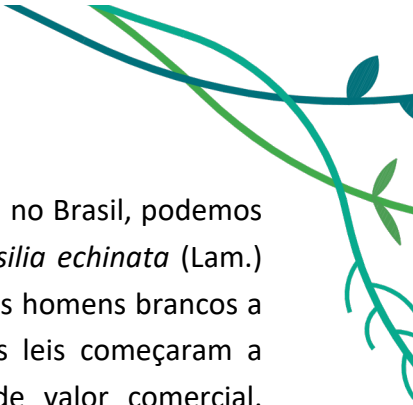
objetivamos construir (1) um entendimento de por que os campos do bioma Pampa estão sendo legalmente silenciados e destruídos e, a partir disso, (2) lançar um novo olhar para os campos o qual denominamos de Consciência Campestre.

A compreensão da dinâmica campestre: distúrbios e conservação

De maneira geral, os ecossistemas campestres nas regiões tropicais e subtropicais do globo, ao longo de sua história evolutiva, foram moldados pelas mudanças no clima e pelos regimes de distúrbio, como o fogo¹⁷ e pastejo¹⁸, tendo sua expansão durante o Mioceno¹⁹. Não diferentemente, os campos da região sul do Brasil, que são denominados Campos Sulinos, também assim evoluíram e se formaram com a presença destes processos ecológicos. Por volta de 8,5 mil anos atrás, os Campos Sulinos ainda abrigavam mamíferos pastadores como a lhama e espécies semelhante aos cavalos^{20,21}, preguiças-gigantes²², gliptodontes²³ (falsos-tatus) e mastodontes nas suas extensas planícies²⁴.

Estudos demonstram que a extinção da megafauna, possivelmente, ocorreu devido à caça, realizada por populações humanas que viviam nos campos, aliada à mudança de um clima semiárido frio para quente e úmido²⁵. Desde então, com a extinção da megafauna e o consequente acúmulo de biomassa, o fogo, causado ou não por populações humanas²⁶, passou a ser a principal causa de distúrbios dos campos, impedindo o avanço de espécies florestais²⁷ frente ao clima atual que propicia tal mudança.

Nesse sentido, percebemos que os distúrbios fazem parte do sistema campestre e este é um primeiro ponto que precisamos desmistificar. A aparente destruição causada pelo fogo e pastejo na vegetação campestre, na realidade, é um componente da dinâmica desta formação²⁸. A bovinocultura extensiva praticada no RS sobre os campos do Pampa e da MA remete ao distúrbio endógeno causado pelos grandes pastadores do passado e contribui para a manutenção dos campos e da sua biodiversidade típica. Na ausência deste tipo de distúrbio, se iniciam processos de homogeneização, com perda de diversidade e, possivelmente, sucessão para fisionomias florestais²⁹, devido ao clima atual. Considerando o fogo, Fidelis & Pivello³⁰ discutem a necessidade de se incluir queimadas prescritas como ferramenta de manejo em unidades de conservação (UC) com ambientes campestres, uma vez que nestas áreas nem sempre há pastejo. Recentemente no RS, foi permitido uso de fogo prescrito como prática de manejo em pastagens, nativas e exóticas, desde que não seja de forma contínua, mas mediante autorização do órgão ambiental³¹. Em algumas unidades de conservação localizadas nos CCS, no RS, as queimas prescritas já vêm sendo utilizadas como ferramentas de manejo (informação pessoal; ver casos para o Cerrado, em Sampaio e colaboradores³²). Entretanto, o debate ainda é recente e polêmico, visto que há pouco tempo atrás esta conduta era tratada como *tabu*³³ e não como uma ferramenta de manejo e conservação³⁰.



Considerando o histórico das políticas públicas de proteção à natureza no Brasil, podemos perceber que as primeiras leis surgiram para preservar o pau-brasil (*Paubrasilia echinata* (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis), espécie da MA extremamente explorada pelos homens brancos a partir do ano de 1500. Naturalmente, conforme o passar do tempo, essas leis começaram a contemplar as florestas, habitat dessa e de inúmeras outras espécies de valor comercial. Reverberando no presente, as bases das políticas públicas atuais estão arraigadas nessa percepção do inconsciente coletivo de que temos que manter todo e qualquer ecossistema intacto, salvo de qualquer distúrbio. Juntamente a isso, as bases das políticas ambientais brasileiras estão voltadas para a preservação e conservação de ecossistemas florestais¹⁶ que possuem dinâmicas muito diferentes dos ecossistemas campestres.

Assumindo essa perspectiva, é importante ressaltar que as palavras conservação e preservação têm sentidos distintos quando comparamos as formações florestais e campestres. Ao conservar e/ou preservar uma floresta, muitas vezes, evitam-se os distúrbios, inclusive com cercamento para evitar a entrada do gado. Por outro lado, para a conservação dos campos é necessário que exista distúrbio, mas com regime adequado, como por exemplo, o pastejo²⁹. O uso dos campos para a criação de gado tem sido uma das principais atividades econômicas do RS desde o século XVII, e que manteve o campo nativo. A criação de gado, tanto para o suprimento de carne e couro, quanto para a produção de leite, foi introduzida pelos jesuítas e o primeiro registro histórico de bovinocultura data de 1634, porém estima-se que antes disso os índios e jesuítas já haviam criado pequenos rebanhos³⁴. De maneira geral, a pecuária é uma atividade compatível com a conservação dos ecossistemas campestres, desde que com carga animal adequada^{29, 35}.

No tocante à preservação, os campos devem ser salvaguardados das atividades econômicas antrópicas que não condizem com a capacidade de resiliência que esse ecossistema possui, como por exemplo, a conversão total da vegetação. Ademais, a preservação dos campos deve ocorrer também no sentido de englobar formações campestres como áreas protegidas dentro de UC, para assegurar a não extinção dos diferentes sistemas ecológicos de campos, principalmente no RS³⁶.

Mudanças no uso do solo nas regiões originalmente campestres do RS

Podemos perceber que ocorreram drásticas mudanças no uso da terra no RS, entre os anos de 2000 e 2019 (**Figura 1**), com um elevado aumento na área plantada de soja. Concomitantemente, houve uma diminuição na área cultivada de algumas espécies importantes economicamente para o RS (**Figura 2**), principalmente na área cultivada de feijão e mandioca (**Figura 2a**). A diversificação de espécies cultivadas é de suma importância econômica e para garantir a segurança alimentar frente às demandas de consumo interno e mudanças no clima³⁷.

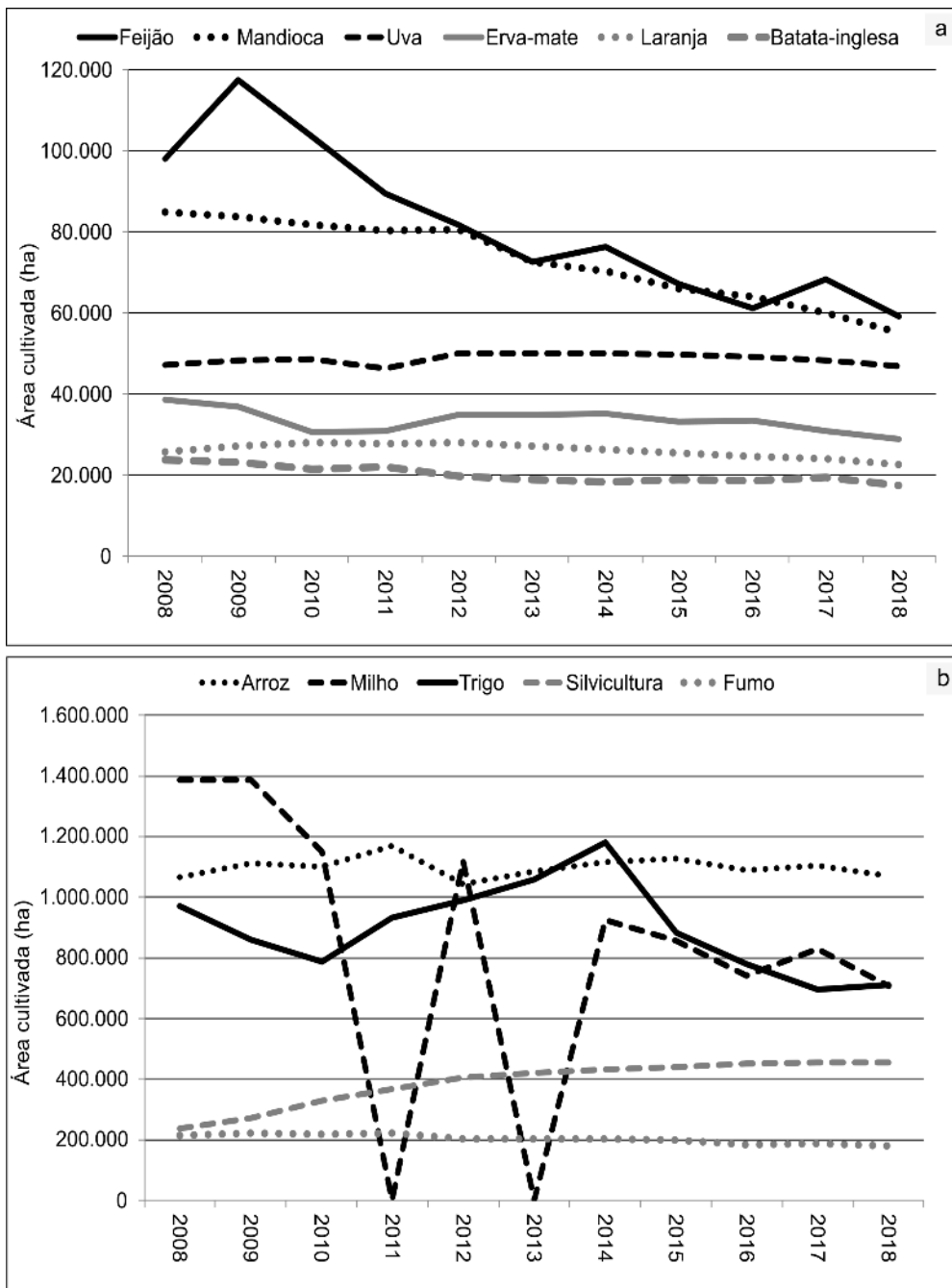
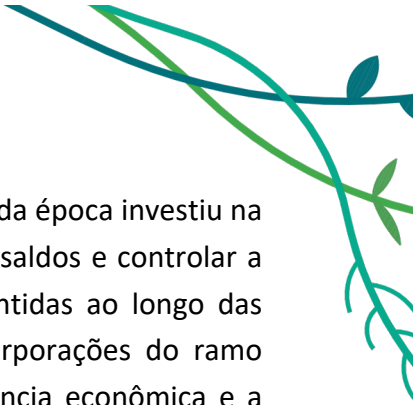


Figura 2. (a) Principais cultivos agrícolas desenvolvidos no RS ao longo dos anos de 2008 a 2018; (b) Outros cultivos que compõem a economia do Estado para o mesmo período. Gráficos gerados a partir de dados disponíveis no Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul³⁸.

O aumento da área cultivada de soja e a conseqüente diminuição dos demais cultivos, é o resultado de um complexo cenário geopolítico (para mais detalhes ver Pompeia 2018³⁹). Conforme




Escher & Wilkinson⁴⁰, no ano de 1999, após a crise cambial, o governo federal da época investiu na ativação das exportações do setor primário como uma estratégia para gerar saldos e controlar a inflação. Com o passar do tempo, essas políticas foram incentivadas e mantidas ao longo das diferentes governanças, apoiadas pelo interesse de produtores rurais e corporações do ramo agrário⁴⁰. Concomitantemente, a China passou a se desenvolver como potência econômica e a liderar o mercado de importações de produtos em estado bruto (*commodities*). O Brasil ingressa como um de seus parceiros comerciais, exportando principalmente soja, sendo o RS um importante exportador desse grão. Ainda, segundo estes autores⁴⁰, em vez de alimento para humanos, a soja brasileira passa a ser matéria-prima para a fabricação de ração para a suinocultura chinesa. Outra destinação para a soja produzida no Brasil é a produção de biodiesel. Até 2023 ocorrerá o aumento da mistura de óleo de soja no biodiesel para 15%⁴¹. Este cenário econômico e político demonstra a pressão pela produção deste grão nos próximos anos e explica o aumento da área plantada com soja nos últimos anos (**Figura 1**).

Apesar de outros cultivos apresentarem valores mais elevados em área plantada como o arroz, trigo e milho (**Figura 2b**), a silvicultura não produz alimentos e é uma atividade que altera drasticamente a cultura, a paisagem e os serviços ecossistêmicos prestados pelos campos. Composta, principalmente, por extensas monoculturas de espécies de *Pinus* e *Eucalyptus*, e, em menor escala por *Acacia*, essa atividade foi incentivada por políticas públicas de fomento à produção de madeira e celulose⁴². Esses incentivos começaram na década de 1960 e 1970 com o *Pinus* para a produção de madeira e resina⁴³. Atualmente, grande parte da Planície Costeira e do Planalto do RS apresentam imensos “desertos verdes” compostos por espécies desse gênero^{44,45}.

Para a metade sul do Estado, em meados dos anos 2000, os plantios de *Eucalyptus* spp. foram fortemente retomados para o fomento da indústria de celulose. Muito influenciado por grandes indústrias do ramo³, a promessa política foi de desenvolvimento econômico para esta região do Estado⁴³. Este incentivo político-empresarial pode ser compreendido quando consideramos a história desta região. Até final do século XIX e o início do século XX a metade sul do Estado era referência nacional na produção de charque e pecuária extensiva. Porém, neste período, houve um declínio econômico ocasionado por um complexo cenário geopolítico da época composto principalmente pela diminuição do preço da carne, diminuição do consumo de charque no Brasil, falta de iniciativas tecnológicas nos processos produtivos do setor pecuário e a comparação com a região norte do RS que se destacava em diversificação de cultivos agrícolas (mais detalhes em Rocha 2000⁴⁶).

Nos primeiros anos de 2000 a área com floresta plantada (monoculturas) no Pampa permaneceu na casa dos 150 mil hectares, iniciando um salto entre 2005 e 2006, quando passou para a casa dos 175 mil hectares, chegando em 2018 a 456 mil hectares¹³. A silvicultura instaurada nos campos reduz a biodiversidade, descaracteriza habitats para fauna^{47,48}, assola o banco de



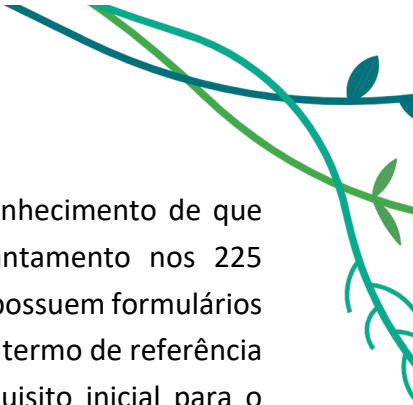
sementes⁴⁹ e altera as taxas de carbono assimiladas no solo⁵⁰, isto é, reduz o serviço ecossistêmico de grande relevância exercido pelos campos. Além disso, as espécies de *Pinus* e *Acacia* apresentam caráter invasor e estão se dispersando rapidamente para além das áreas plantadas^{51,52}. Monoculturas, de maneira geral, reduzem a quantidade de mão de obra humana, colaborando com o êxodo rural e assim criando não somente “desertos verdes”, mas também vazios demográficos.

A pecuária, que é um importante pilar econômico e cultural no RS, vem apresentando queda. De 2008 a 2018 o número de cabeças de gado e de ovelhas foi consideravelmente reduzido no RS, queda que se inicia juntamente com o período de crescimento da área de soja plantada. A pecuária se arraigou no desenvolvimento sociocultural do povo do RS e com o passar dos séculos a figura do gaúcho foi forjada sobre essa matriz campestre.

Como as formações não-florestais, em especial o Pampa, estão sendo tratadas nas políticas públicas de licenciamento ambiental?

Desde 1981, ano da promulgação da Lei da Política Nacional de Meio Ambiente⁵³ o licenciamento ambiental passou a ser um dos instrumentos para a proteção da natureza no Brasil frente às atividades antrópicas. Alinhada a isso, a Lei Complementar Federal nº 140/2011⁵⁴ fixa normas para a cooperação entre as esferas Federais, Estaduais e Municipais, visando a proteção da natureza, por ações administrativas menos centralizadas, como por exemplo, o licenciamento ambiental municipal⁵⁴. Nessa perspectiva, desde pelo menos 2003, a Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura (SEMA) do Estado do RS vêm tentando promover a descentralização dos licenciamentos e fiscalizações ambientais pela integração com os entes municipais e sua capacitação para tal⁵⁵. Assim, no RS, dos 497 municípios, atualmente existentes, 480 estão aptos a realizarem o licenciamento ambiental local⁵⁶. A quantidade de municípios habilitados para o licenciamento depende de termos e convênios firmados entre os entes, dessa forma, esses valores podem variar.

Algumas resoluções⁵⁷, decretos¹¹ e leis^{31,9} discorrem sobre a proteção e regulamentação de atividades potencialmente degradadoras que podem envolver a vegetação campestre no RS. O Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA), em 2018, publicou a Resolução nº 372/2018⁵⁷, que atualiza e define as atividades passíveis de licenciamento ambiental no âmbito municipal e estadual. É a partir dessa resolução que o Estado define e explicita a conversão da vegetação nativa campestre para uso alternativo do solo no bioma Pampa, como atividade passível de licenciamento ambiental. Nessa resolução, tal atividade é classificada conforme sua localização: em zona urbana (CODRAM 10740,20), sendo de responsabilidade do município o processo de licenciamento ambiental e, em zona rural (CODRAM 10740,00), quando o licenciamento da atividade compete ao Estado.



Considerando a legislação atual, a realidade do bioma Pampa e o conhecimento de que muitas áreas são convertidas sem autorização legal⁵⁸, realizamos o levantamento nos 225 municípios ocorrentes no bioma para averiguar se esses entes administrativos possuem formulários e/ou termos de referências para a solicitação de licenciamento da atividade. O termo de referência é um instrumento comumente utilizado pelos órgãos ambientais como requisito inicial para o requerente proceder a abertura do processo da solicitação de licenciamento ambiental (por exemplo, licenciamento de atividades poluentes e/ou degradadoras das condições ambientais, como indústrias, mineração, conversão da vegetação, etc.). Nós incluímos aqueles municípios que apresentam seu território total ou parcialmente dentro da delimitação do Pampa (**Figura 3**), conforme definição do IBGE⁵⁹. Entre os meses de setembro a novembro de 2020, realizamos o levantamento de dados de maneira *online*. Assim, nosso universo amostral foi composto pelas prefeituras que disponibilizavam seus formulários e/ou termos de referências acerca das atividades licenciáveis em sítio eletrônico ou plataforma digital.

Dos 225 municípios (**Tabela Suplementar 1**), apenas 68 (30,2%) disponibilizam seus formulários online. Desses, 45 (66,2%) possuem formulários para solicitação de supressão ou manejo de espécies arbóreas e apenas um (1,5%) apresentou formulário para o licenciamento da conversão de campo nativo em zona urbana no bioma Pampa (Mostardas). Alguns municípios, como Arroio dos Ratos, Porto Alegre, Santo Antônio da Patrulha e São Miguel das Missões, apresentaram formulário em branco, gerado automaticamente pela plataforma digital, e por esse motivo não foram inclusos na contagem. Esses dados demonstram que os municípios do bioma Pampa apresentaram defasagem na sistematização eletrônica das Secretarias e Departamentos de Meio Ambiente, ainda que, recentemente, existam incentivos legais por parte do Estado para tal (art. 231 da Lei 15.434/2020). A conversão do solo em zona rural no Pampa, conforme Resolução CONSEMA 372/2018, é uma atividade que deve ser solicitada junto ao órgão estadual (FEPAM) por meio do Sistema Online de Licenciamento Ambiental – SOL.

O descaso com o Pampa está refletido se compararmos o baixo número de municípios que apresentaram formulário para a atividade de conversão do uso do solo em zona urbana frente à quantidade daqueles que apresentaram formulário para o manejo florestal, por exemplo. Mesmo que ao município, conforme legislação atual (Resolução CONSEMA 372/2018), não seja permitido licenciar a conversão do uso do solo em zona rural, podemos perceber certa negligência ao bioma, dado que estes municípios estão inseridos no Pampa, muitos com maior cobertura vegetal campestre do que com vegetação florestal em sua área.

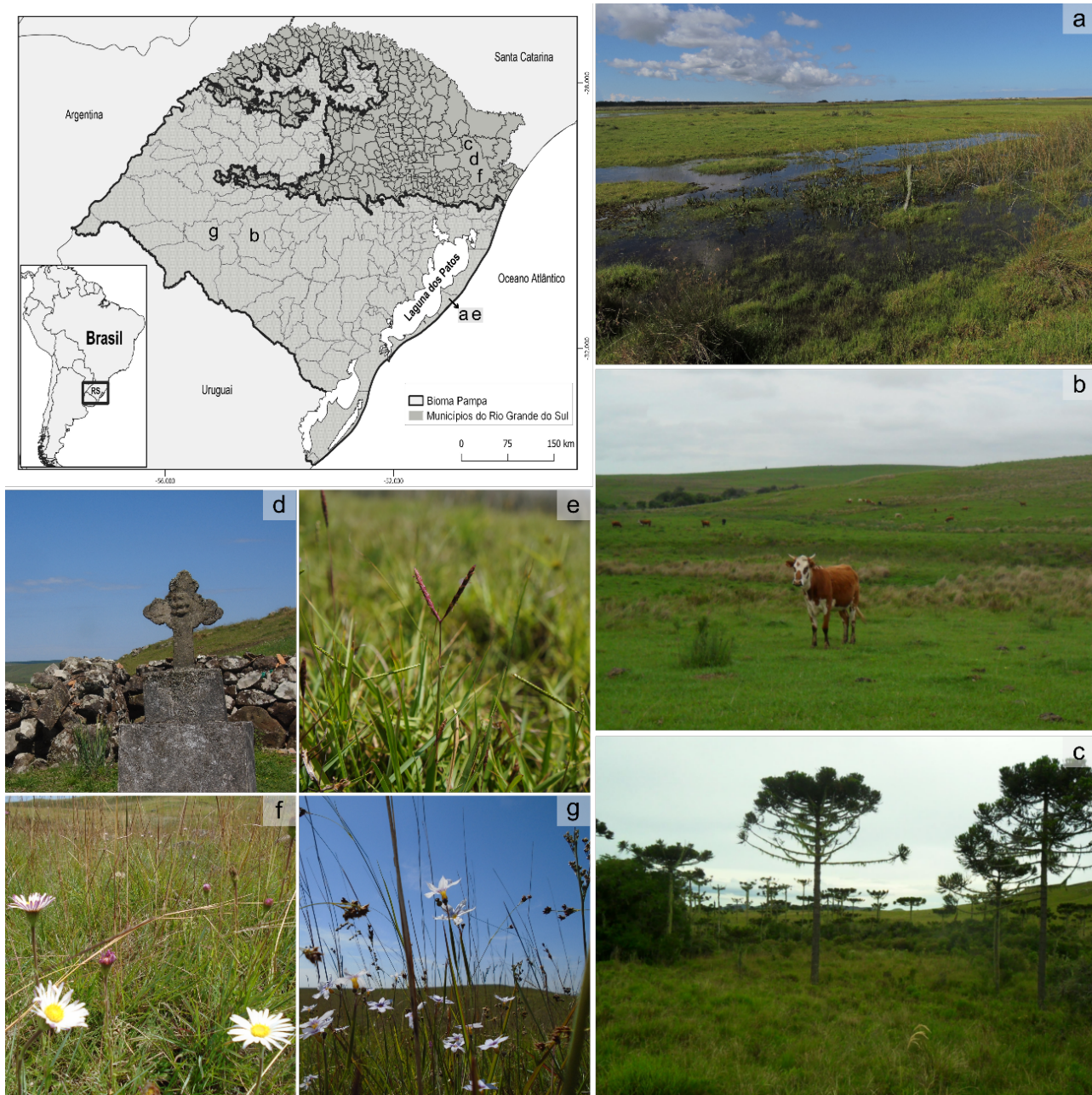
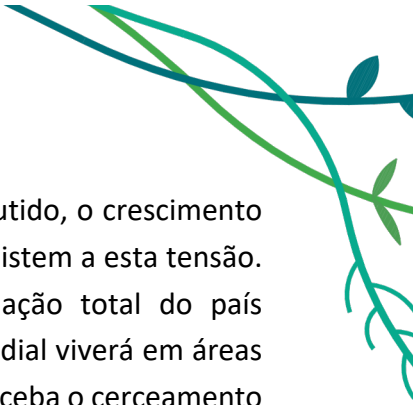



Figura 3. Mapa demonstrando as delimitações dos municípios e a abrangência do bioma Pampa e Mata Atlântica no Rio Grande do Sul. Aproximadamente, 68% do território rio-grandense está inserido no bioma Pampa. (a) Mosaico vegetacional da Planície Costeira em Mostardas; (b) Pastejo sob campo nativo em São Gabriel; (c) Paisagem dos Campos de Cima da Serra e (d) intervenções humanas: muro constituído de rochas comumente encontrado nos campos para a delimitação de propriedades, em destaque uma intervenção religiosa em São Francisco de Paula, nordeste do RS; Diversidade florística dos campos em: (e) Mostardas - no primeiro plano inflorescências das gramíneas *Ischaemum minus* e *Paspalum* sp., típicas nos campos litorâneos; (f) São Francisco de Paula; e (g) Rosário do Sul, em destaque as espécies *Sisyrinchium* sp., *Juncus* sp. e *Rhynchospora* sp. Imagens: (a) Filipe Ferreira da Silveira; (b) Luciana da Silva Menezes; (d), (f) e (g) Rosângela Gonçalves Rolim; (e) Lua Dallagnol Cezimbra e; (c) Laboratório de Estudos em Vegetação Campestre.



Além das mudanças no uso do solo em zona rural, anteriormente discutido, o crescimento horizontal das zonas urbanas ameaça os fragmentos campestres que ainda resistem a esta tensão. O último censo demográfico brasileiro⁶⁰ demonstra que 84,4% da população total do país encontram-se nessas áreas e, até 2030, estima-se que 60% da população mundial viverá em áreas urbanas⁶¹. Assim, se faz urgente que o poder público, municipal e estadual, perceba o cerceamento existente aos relictos campestres localizados nas zonas de projeções de crescimentos urbanos e criem formas de proteção do mesmo, evitando sua extinção em âmbito local. Existe um potencial de conservação das formações campestres imersas em praças e/ou parques dentro de centros urbanizados que precisam ser reconhecidas, conservadas e protegidas (por exemplo, Rolim⁶²). Nesse sentido, é imprescindível o desenvolvimento de planos diretores municipais que ordenem o desenvolvimento ecológico e econômico, visando o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, conforme a Constituição Brasileira estabelece, que incumbe ao Poder Público a necessidade de assegurá-lo.

Mesmo antes do Pampa ser definido como bioma, a ocorrência de uma formação icônica, restrita a um estado da nação, deveria ser motivo suficiente de preocupação, no âmbito legal, para a preservação e conservação. Entretanto, o estado do RS apenas recentemente incluiu a atividade de conversão do uso do solo em zona rural e urbana, como atividade passível de licenciamento ambiental para o Pampa (Resolução CONSEMA 288/2014, substituída pela Resolução CONSEMA 372/2018(56)). Somado a isso, ainda faltam diretrizes que guiem os parâmetros e critérios necessários para a liberação ou não da conversão para o uso do solo, assim como há para a MA (Resolução CONAMA 423/2010(12)). O corte de árvores, por exemplo, é mitigado pela exigência legal do plantio de mudas de espécies nativas ou de outras maneiras⁶³. A supressão da vegetação campestre do Pampa ainda carece, sob o ponto de vista legal, de medidas de proteção semelhantes às florestais, uma vez que áreas bem conservadas ou degradadas são tratadas da mesma forma, tendo ambas a supressão autorizada se não estiver a mesma em área de Reserva Legal. Atualmente, o técnico ambiental apenas verifica se existem espécies ameaçadas no pedido de conversão da vegetação campestre, e, muitas vezes, este não tem conhecimento suficiente sobre o tema nem parâmetros legais como base. É dever, principalmente dos Estados, legislar mais especificamente sobre as formações ecológicas únicas do seu território, com a finalidade de proteger de maneira adequada suas peculiaridades, como consta na Constituição Federal.

Também é de suma importância que o Estado revise as normas de aplicação do Cadastro Ambiental Rural para a vegetação campestre instituídas no decreto 52.431/2015⁶⁴. Este instrumento legal considera, entre outras providências, que a área com atividades pastoris é área consolidada, assim essas áreas que receberam uma atividade condizente com a manutenção do campo e mantiveram a vegetação nativa campestre ao longo dos séculos, atualmente, não estão sendo nem consideradas como remanescentes, muito menos áreas a serem legalmente



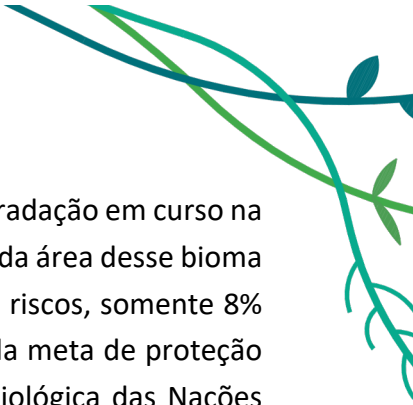
conservadas. Além disso, as Reservas Legais das propriedades rurais localizadas no Pampa deveriam ter como norma a necessidade de contemplar especialmente a vegetação campestre. Sem essa garantia, e considerando que o Pampa é um bioma que apresenta predomínio de vegetação campestre, significaria então que o principal meio legal de conservação dos biomas⁶⁵ não estaria cumprindo seu objetivo no Pampa. Recentemente, este decreto está sob ação civil pública que tramita na 10ª Vara da Fazenda Pública do estado do Rio Grande do Sul, pois o mesmo está sendo interpretado como inconstitucional⁶⁶.

A falta de fiscalização na conversão ilegal para o uso do solo no Pampa⁵⁸ tem por consequência o aumento da degradação ambiental. É de conhecimento popular que o corte de árvores necessita de autorização do órgão ambiental, porém o mesmo é desconhecido ou ignorado para os campos, sendo importante que a população em geral conheça a legislação ambiental. Talvez, ainda componha o imaginário popular que os campos seriam oriundos de um estágio inicial resultado da conversão outrora de floresta²⁸. Este engano faz com que praticamente apenas a conversão ilegal da vegetação florestal seja denunciada aos órgãos ambientais. Considerando que os órgãos ambientais têm estruturas mínimas de funcionamento e, geralmente, não tem condições de detectar todos os casos de crimes ambientais, é fundamental que a população denuncie também as conversões de campo nativo. A fiscalização é obrigada a verificar e dar o andamento legal às denúncias que a estes chegam ⁶⁷.

Existe apelo pela conservação da vegetação não-florestal?

De maneira geral, os ambientes com formações não-florestais são negligenciados nas políticas públicas de proteção e conservação⁴². Não somente neste âmbito e não apenas no Brasil, mas a própria Agenda 2030 da ONU⁶⁸, elaborada por diversos países, priorizou os ecossistemas florestais em seus objetivos acerca da conservação e desenvolvimento sustentável, apesar da cobertura mundial de ecossistemas campestres (53.544.000 km²) ser maior (quase o dobro) do que a florestal (29.905.000 km²)⁶⁹.

A implementação e reforço de tais políticas são influenciados por pressões da sociedade. A sociedade parece manifestar mais apreço às políticas de proteção aos ecossistemas brasileiros de floresta úmida, como a Amazônia e a MA, quando comparamos às formações não-florestais. Mais recentemente, o Pantanal e os manguezais vêm despertando interesse e preocupação por parte da sociedade^{70,71}. Por outro lado, ecossistemas brasileiros extensos e cuja vegetação difere das exuberantes florestas tropicais úmidas, como, além dos Campos Sulinos, o Cerrado e a Caatinga, continuam sendo ignorados ou negligenciados pela população de modo geral. Relativamente à Caatinga, autores comentam que um dos grandes desafios para conseguir apoio para projetos na região é o estigma histórico sofrido pelo bioma e a visão negativa que habita o imaginário da



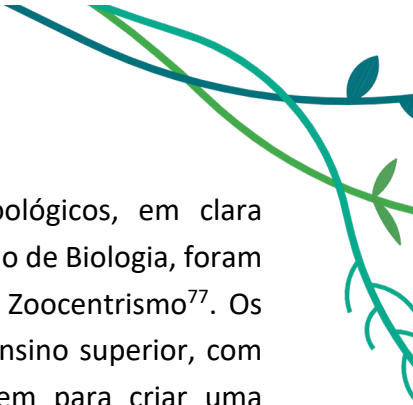
sociedade brasileira⁷². Eles alertam sobre os riscos que representa a rápida degradação em curso na Caatinga, que levou à perda de 65% de sua cobertura original. Além disso, 40% da área desse bioma estão em situação de susceptibilidade à desertificação. Apesar de todos esses riscos, somente 8% da Caatinga são protegidos por UC federais. Isso corresponde a apenas 50% da meta de proteção terrestre para os biomas brasileiros, segundo a Convenção da Diversidade Biológica das Nações Unidas⁷³.

Originalmente o Cerrado cobria um quinto do território do país. Situa-se entre os grandes biomas de florestais tropicais, Floresta Amazônica e MA, e tem sofrido intensa degradação por meio de transformação de suas áreas em cultivo e pastagens. Atualmente, se o ritmo de degradação continuar, 34% do que resta do Cerrado será perdido até 2050⁷⁴. O Cerrado é outro bioma brasileiro que não tem merecido, de parte da sociedade, manifestações de apoio à sua sustentação. Ofuscado pela fama internacional da Amazônia, o Cerrado ficou esquecido – e ameaçado⁷⁵.

O estigma e a indiferença da sociedade brasileira em relação aos biomas como Caatinga e Cerrado certamente tiveram reflexo ao não merecerem o reconhecimento como patrimônios nacionais pela Constituição Federal Brasileira de 1988. Isso contribui enormemente para que eles venham recebendo tratamento marginal nas políticas de conservação⁶⁸. Apenas recentemente organizações nacionais lançaram petições para que os dois biomas, juntamente com o Pampa, se tornem patrimônios nacionais^{75,76}. Uma vez que com o Pampa a situação não é distinta, trata-se de outro bioma que não encontra acolhida na percepção da sociedade em geral, segundo a qual todos os ambientes naturais seriam florestas exuberantes. Apesar do apelo cultural, o Pampa é estigmatizado e tem sido negligenciado pela população, pelos meios de comunicação e mesmo pela legislação ambiental, num Estado que cultua tradições que só existem devido à presença dos campos.

Como enxergamos as formações não-florestais: estaríamos vivendo uma “cegueira campestre”?

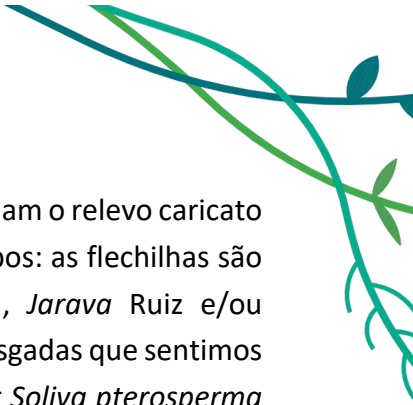
Na percepção e no processamento de estímulos captados pela visão, a neurofisiologia humana é condicionada a priorizar imagens associadas a movimentos, padrões salientes de cores e seres ameaçadores. As plantas são seres sésseis e estáticos, não se alimentam de humanos e confundem-se com o panorama verde de fundo, diante do qual percebemos os animais movendo-se. Por essa razão, nos ecossistemas e na nossa vida cotidiana, tendemos naturalmente a reconhecer mais facilmente os componentes da fauna, e muito menos os da flora⁷⁷. Isso é nítido na sociedade, nos meios de comunicação e na educação. É notória em muitos países (para não dizer em todos) a preferência de estudantes por temas relacionados ao ser humano e aos animais, em contraste com um desinteresse ou antipatia por temas relacionados às plantas. Em nossa visão do mundo



biológico, predomina um viés, com explícita preferência para temas zoológicos, em clara contraposição a uma negligência voltada a estudos botânicos. Na área de ensino de Biologia, foram cunhados termos para designar esse viés, entre eles Negligência Botânica e Zoocentrismo⁷⁷. Os elementos de nossa formação cultural, desde o ambiente doméstico até o ensino superior, com acréscimos de matérias de jornais, revistas, televisão e cinema, convergem para criar uma dificuldade de se perceber as plantas como seres fundamentais para o nosso bem-estar e manutenção da vida no planeta. Para caracterizar essa dificuldade, que é inerente em nós e reforçada pelo ambiente cultural, criou-se o termo Cegueira Botânica⁷⁷. É importante o alerta sobre a realidade da cegueira botânica e a necessidade de valorização do conhecimento sobre plantas, para que o edifício da Biologia não fique carente de um de seus pilares fundamentais^{78,79}.

Como uma possível consequência ou extensão dos efeitos da cegueira botânica, retornamos ao questionamento inicial: estaríamos imersos em uma cegueira campestre? De modo semelhante ao arranjo em planos distintos que as pessoas mentalmente fazem no apreço sobre plantas e animais, há também uma notória distinção na sociedade, nos meios de comunicação, entre as autoridades e os tomadores de decisão na avaliação da importância relativa de diferentes tipos de vegetação. Não que estejamos excluindo a importância e a relevância dos animais neste ambiente, mas sim, que a simples existência deles contribui para uma invisibilização do protagonismo das plantas. Em todas essas instâncias, percebe-se maior apreciação e preocupação de medidas de proteção para determinados ecossistemas em detrimento de outros, que são estigmatizados ou vistos como desimportantes e não merecedores de cuidados de conservação. Assim é que as florestas úmidas por passarem por ameaças muito antes dos campos, são admiradas e foram, até então, mais valorizadas pela sociedade e pelos meios de comunicação. Como resultado, foram objetos de medidas oficiais de proteção e conservação, como a legislação já comentada, e mesmo com o maior número de UC. Por outro lado, as formações campestres continuam recebendo pouca ou nenhuma atenção específica, apesar do valor ecossistêmico dos campos ser tão importante quanto o de qualquer outro sistema ecológico, e da existência de legislação ambiental protetiva a todos os biomas de maneira geral⁶⁴. Uma consequência direta dessa negligência é o rápido declínio que se observa nas áreas de vegetação dos campos nativos no RS, conforme mostrado, anteriormente.

Para explorar a percepção exposta acima, nos apropriamos da arte enquanto entidade de representação do que vivemos. Podemos observar que algumas poesias, ao se referirem à natureza campestre do RS, apresentam em suas composições um paradoxo inquietante que fomenta nossa discussão. O gaúcho, ser mítico concebido na matriz campestre, tem seu cenário descrito com as apropriações das paisagens naturais. O trecho trazido no início deste texto, de autoria de Jader Moreci Teixeira, cantor nativista conhecido popularmente como Leonardo, compõe a música Céu, Sol, Sul, Terra e Cor que é tida como símbolo do RS. Na obra, o autor se apropria de elementos

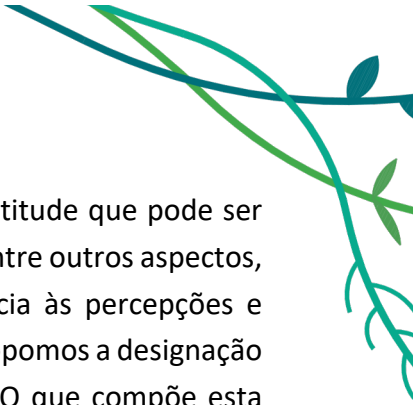


paisagísticos como as coxilhas (colinas) que são variações topográficas que formam o relevo caricato da planície pampeana. Há também referências à diversidade vegetal dos campos: as flechilhas são a denominação popular das espécies do gênero *Nassella* (Trin.) E. Desv., *Jarava* Ruiz e/ou *Piptochaetium* J.Presl. Em “*pés roseteados*” o autor pode estar se referindo às figadas que sentimos ao andarmos descalços no campo nativo. Essa sensação pode ser causada por *Soliva pterosperma* (Juss.) Less, que possui sementes envoltas em indumento rígido e pontiagudo que espetam, ou ainda, pelas folhas espinhosas de algumas espécies de *Eryngium* L. Por fim o autor, analogamente, se compara ao trigo maduro para se referir à mudança na tonalidade da pele com a chegada do verão em “*ficar mais trigueiro como o sol de verão*”. Ao mesmo tempo em que esta música é adorada e entoada como hino neste Estado, as rosetas e flechilhas do campo estão tendo sua matriz destruída. O paradoxo se faz quando analisamos uma obra do poeta riograndense Ruy Ramos, intitulada Velhos Troncos (grifo nosso):

Tronco e gaúcho nasceram
no mesmo Pampa *deserto*,
pelearam de peito aberto,
enfrentando vendavais:
um no lombo dos baguais,
outro na fúria do vento,
sempre livres, ao relento,
como centauros iguais...

Ruy Ramos enxerga seu Pampa deserto. Não sabemos ao certo o objetivo do poeta ao empregar esta característica ao Pampa. Pode ser que ele estivesse se referindo à dificuldade de encontrar pessoas ao longo das extensas planícies pampeanas. Entretanto, nos apropriamos desta analogia para discutirmos aqui a existência de uma possível “cegueira campestre”, visto o silenciamento legal e a omissão social regida pela economia. De maneira geral, as pessoas não percebem a diversidade de vidas que pulsam no Pampa: Menezes e colaboradores⁸⁰ encontraram mais de 50 espécies de plantas em um m² de campo. Assim, ao nos depararmos com a palavra “gaúcho” o processo de semiose não considera a composição dessa matriz campestre na formação desse ser. A economia regente alterou a paisagem em que esse gaúcho está inserido, dessa forma, um homem com vestes típicas imerso em um campo nativo ou em uma lavoura de soja, ainda é reconhecido como gaúcho. Mais profundamente, o sistema econômico atual corrompeu, de maneira velada, a matriz que originou esta identidade cultural. Identidade esta tão arraigada aos campos que os seguem e não se restringe a delimitações geopolíticas podendo ser observada, de maneira semelhante, também na Argentina e Uruguai.

Nesse sentido, apesar das gerações passadas cantarem os detalhes observados na lida campeira e as gerações atuais cultuarem essas tradições, não há a valorização ecológica necessária para que haja campos nativos para as futuras gerações (ou mesmo para as atuais). A valorização dos



campos, em especial os do Pampa, requer que se (re)crie e se difunda uma atitude que pode ser entendida no contexto da Psicologia Ambiental^{81,82}, uma área de estudo que, entre outros aspectos, contempla as relações dos humanos com o ambiente, atribuindo importância às percepções e avaliações ambientais, além de comportamentos associados a elas⁸³. Assim, propomos a designação Consciência Campestre como uma nova percepção em relação aos campos. O que compõe esta tomada de consciência é a necessidade de elevar o nível de tratamento da vegetação campestre ao mesmo nível em que as florestas são tratadas. Para além, a Consciência Campestre é um chamado para o despertar coletivo acerca da importância econômica e ecológica da manutenção dos ecossistemas campestres. Como base, há urgência na elaboração de uma legislação realmente protetiva, principalmente a nível estadual para o RS. Também a criação de políticas públicas que incentivem economias sustentáveis condizentes com a conservação dos campos, atreladas a um retorno monetário justo por isso, como a pecuária em campo nativo que, apesar de estar sendo amplamente debatida no âmbito das Ciências Agrárias, Ecologia e na Geografia, é uma atividade que se não incentivada, facilita a entrada de outros cultivos que transformam drasticamente a paisagem como a silvicultura e a soja, por exemplo⁸⁴.

Precisamos também perceber as atividades econômicas tidas, atualmente no RS, como alternativas, mas que condizem com a manutenção e conservação sustentável do campo, como o potencial ornamental das espécies nativas, por exemplo, o capim-dos-pampas (*Cortaderia selloana* (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn.; ver as obras Stumpf *et al.*⁸⁵ e Marchi & Barbieri⁸⁶), medicinais, por exemplo, carquejas, tansagem⁸⁷, aromáticas e forrageiras⁸⁸, além de plantas alimentícias não convencionais⁸⁹ e frutíferas⁹⁰. A paisagem campestre ainda permite a exploração sustentável por meio do turismo, seja pelo valor cultural, paisagístico ou arquitetônico⁹¹ ou ainda o enoturismo⁹². E, também, valorizar e melhor valorar os produtos pampeanos, como a lã ou leite, além de outros produzidos em menor escala.

Podemos pensar, ainda, em outras maneiras de desconstruir o *status quo* desta lógica econômica e fomentar a Consciência Campestre, ao aproximar o conhecimento da importância dos campos à sociedade. A divulgação científica para o público em geral acerca dos aspectos legais, da flora e da fauna dos campos é uma importante ferramenta de sensibilização e conscientização. Afinal, não cuidamos ou não temos interesse por aquilo que não conhecemos. O ensino de Ciências e Biologia nas escolas podem contribuir com essa aproximação. Um exemplo prático e simples é a utilização da fauna e flora local no momento da construção do saber. Especialmente para o Pampa, um estudo recente demonstrou que o bioma é tratado de maneira simplificada e pouco contextualizada nos anos iniciais de algumas escolas públicas localizadas em municípios imersos nesta formação⁹³. Para diminuir esta distância, entre o saber já produzido pela academia e a sociedade, algumas páginas *online* foram criadas com o objetivo de divulgar a biodiversidade do Pampa como o Fauna Digital⁹⁴ e a Flora Campestre⁹⁵. A comunicação científica, por sua vez, é

imprescindível para que o conhecimento acadêmico chegue aos técnicos e tomadores de decisões para, assim, fomentar leis condizentes e práticas de manejo e conservação factíveis com as peculiaridades e necessidades dos campos.

Comentários finais para uma nova percepção

Os dados aqui discutidos escancaram as perdas que as formações não-florestais, especialmente os campos do Pampa, vêm enfrentando. Eles são resultados de processos de cunho político e econômico, mas também por percepções de ordem coletiva, imersas em um contrassenso histórico-cultural: a matriz campestre que influenciou a construção de uma identidade cultural, está sendo destruída por um desenvolvimento econômico ambientalmente inconsequente e insustentável. E é a partir deste panorama que a Consciência Campestre se faz urgente. Igualmente, a tomada de consciência aqui proposta endossa a problematização acerca do (re)conhecimento cultural da história do RS que foi protagonizada inicialmente por indígenas que acabaram sendo silenciados e invisibilizados por homens brancos. Importante ressaltar e relembrar que o chimarrão, antes de ser apreciado pelo gaúcho, foi cevado pelo índio.

A Consciência Campestre se faz ainda no tocante ecológico-econômico e da psicologia ambiental, eixos distintos, mas que não devem ser tratados em separado. Sem um ambiente saudável não há produtividade que renda lucros indefinidamente. Um exemplo prático: das 141 espécies agrícolas cultivadas no Brasil, 85 necessitam de polinização; sendo importante manter formações nativas próximas às áreas de cultivo é para a produção⁹⁶. Podemos citar, ainda, o uso desenfreado de agrotóxicos para a produção de soja, que vem prejudicando não apenas a vegetação nativa, mas a água e a produção de uva e vinhas na região Sul do Brasil⁹⁷. Assim, é preciso repensar o atual cenário econômico do RS, que está baseado em uma exploração irracional de um ambiente extremamente diverso, mas que continua reproduzindo uma lógica econômica iniciada ainda no período do Brasil colônia, que é baseada na exploração de fontes naturais e esgotáveis para exportação. É fundamental e imediata a necessidade de reconhecimento do potencial social e econômico de atividades sustentáveis que podemos fomentar e desenvolver no RS.

Sobre este reconhecimento, mais uma vez, nos apropriarmos da arte com a música de Vaine Darde:

Mas que Pampa é este que recebo agora
Com a missão de cultivar raízes
Se deste Pampa que me fala a história
Não me deixaram nem sequer matizes?

A música foi composta na década de 1990, quando não somente o RS, mas todo o Brasil passava por grandes mudanças econômicas e políticas. Apesar de se referir a esta questão, o poema musicado se faz atual e permite uma reflexão sob a ótica da conservação. Para que as matizes campestres que ainda resistem perdurem, para que as futuras gerações conheçam a sensação de ter os pés roseteados ao andar nos campos nativos, para que ainda haja natureza a se musicar, se faz urgente uma transformação na percepção da importância dos campos e das formações não-florestais.


Agradecimentos

As autoras e os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pela concessão de bolsas de doutorado e mestrado aos três primeiros pesquisadores (Código de financiamento 001), respectivamente. AS é bolsista de produtividade sênior do CNPq (Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico) e GEO bolsista de produtividade do CNPq. Agradecemos ainda as leituras e contribuições dos colegas e amigos Filipi Vieira Amorim, Julia Fialho Soares, Lua Dallagnol Cezimbra, Melissa G. Lazzari, Pedro Augusto Thomas e Rafael Morawski.

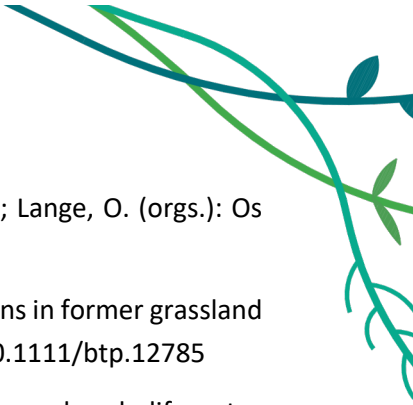
Referências

- 1 - Golin, L.C.T. 2015. O caminho das Missões. In: Pillar, V.P., Lange, O. (orgs.). Os Campos do Sul, p. 27-28. Rede Campos Sulinos/UFRGS, Porto Alegre.
- 2 - Ribeiro, C.M., Quadros, F.L.F. 2015. Valor histórico e econômico da pecuária. In: Pillar, V.P., Lange, O. (orgs.). Os Campos do Sul, p. 21-24. Rede Campos Sulinos/UFRGS, Porto Alegre.
- 3 - Suertegaray, D.M.A, Silva, L.A.P. 2009. Tchê Pampa: histórias da natureza gaúcha. In: Pillar, V.P., Müller, S.C.; Castilhos, Z.M.S. et al. (orgs.). Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília..
- 4 - Xavier, D. 2015. Campo da palavra, da literatura, da música crioula. In: Pillar, V.P., Lange, O. (orgs.)/ Os Campos do Sul, p. 15-16. Rede Campos Sulinos/UFRGS, Porto Alegre.
- 5 - Boldrini, I.I. 2009. Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias. 1ª Edição. Brasília, Gráfica Diplomata.
- 6 - Andrade, B.O., Marchesi, E., Burkart, S., et al. 2018. Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Botanical Journal of the Linnean Society* 188: 250-256. <https://doi.org/10.1093/botlinnean/boy063>
- 7 – Soriano, A. 1992. Río de la Plata grasslands. In Coupland, R.T. (ed.): *Ecosystems of the world* 8A. Natural grasslands. New York, Elsevier.

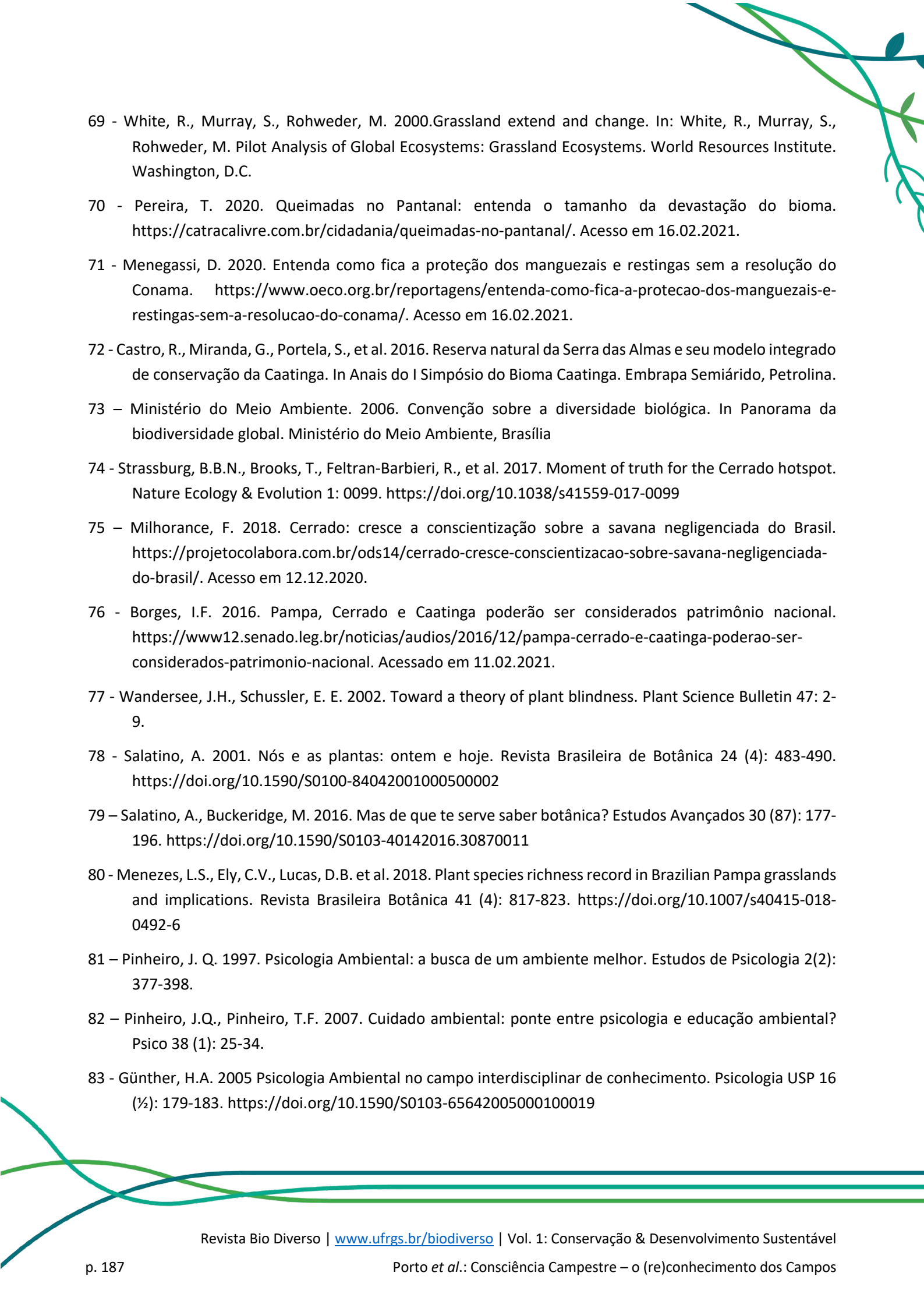
- 8 - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2004. Mapa de Biomas do Brasil. Primeira Aproximação. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/15842biomas.html?=&t=downloads>. Acesso em 12.06.2020
- 9 - Rio Grande do Sul. Lei n. 15.434, de 09 de janeiro de 2020. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <http://www.legislacao.sefaz.rs.gov.br/Site/Document.aspx?inpKey=271902&inpCodDispositivo=&inpDsKeywords=15434>
- 10 - Brasil. Lei n. 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=645180
- 11 - Brasil. Decreto n. 6.660, de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6660.htm
- 12 - Brasil. Resolução CONAMA n. 423, de 12 de abril de 2010. Dispõe sobre parâmetros básicos para identificação e análise da vegetação primária e dos estágios sucessionais da vegetação secundária nos Campos de Altitude associados ou abrangidos pela Mata Atlântica. Disponível em: https://www.normasbrasil.com.br/norma/resolucao-423-2010_112246.html
- 13 - Projeto MapBiomas. 2021. Coleção 5.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. <http://mapbiomas.org>. Acesso em 17/02/2021.
- 14 - Vélez-Martin, E., Rocha, C.H., Blanco, C. et al. 2015. Conversão e fragmentação. In: Pillar, V.P., Lange, O. (orgs.): Os Campos do Sul. Rede Campos Sulinos/UFRGS, Porto Alegre.
- 15 - Rio Grande do Sul. Portaria SEMA n. 79, de 31 de outubro de 2013. Reconhece a Lista de Espécies Exóticas Invasoras do Estado do Rio Grande do Sul e demais classificações, estabelece normas de controle e dá outras providências. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201612/23180118-portaria-sema-79-de-2013-especies-exoticas-invasoras-rs.pdf>
- 16 - Overbeck, G.E., Vélez-Martin, E., Scarano, F.R. et al. 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions* 21: 1455-1460. <https://doi.org/10.1111/ddi.12380>
- 17 - Bond, W.J., Keeley, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 387-394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- 18 - Milchunas, D.G., Sala, O.E., Lauenroth, W.K. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132: 87-106. <http://doi.org/10.1086/284839>
- 19 - Osborne, C.P. 2008. Atmosphere, ecology and evolution: what drove the Miocene expansion of C4 grasslands? *Journal of Ecology* 96: 35-45. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01323.x>

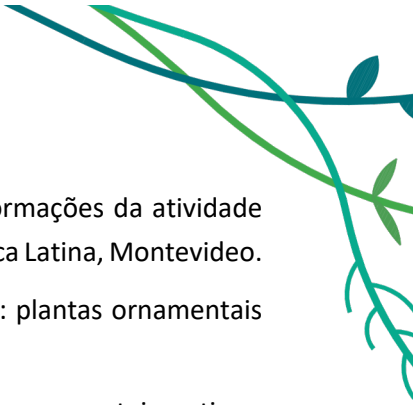
- 
- 20 - Scherer, C.S., Da Rosa, A.A.S. 2003. Um equídeo fóssil do Pleistoceno de Alegrete, RS, Brasil. *Pesquisas em Geociências* 30: 33-38. <https://doi.org/10.22456/1807-9806.19589>
- 21 - Scherer, C. 2007. Contribution to the knowledge of *Hemiauchenia paradoxa* (Artiodactyla, Camelidae) from the Pleistocene of southern Brazil. *Revista Brasileira de Paleontologia* 10: 35-52. <http://doi.org/10.4072/rbp.2007.1.04>
- 22 - Oliveira, E. V., Oliveira, J. 2009. Xenartros. In: Da-Rosa, Á.A.S. (org.): *Vertebrados fósseis de Santa Maria e região*. Pallotti, Santa Maria.
- 23 - Prothero, D.R. 2017. Xenarthra: sloths, anteaters, and armadillos. In: Prothero, D.R. (ed.): *The Princeton Field Guide to Prehistoric Mammals*. Princeton University Press, Princeton.
- 24 - Ubilla, M. 2009. Megafauna Pleistocênica. In: Da-Rosa, Á.A.S. (org.): *Vertebrados fósseis de Santa Maria e região*. Pallotti, Santa Maria.
- 25 - Kern, A.A. 1982. Paleo-paisagens e povoamento pré-histórico do Rio Grande do Sul. *Estudos Ibero-Americanos* 2: 151-208. <https://doi.org/10.15448/1980-864X.1982.2.36178>
- 26 - Leonel, M. 2000. O uso do fogo: o manejo indígena e a piromania da monocultura. *Estudos Avançados* 14: 231-250. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142000000300019>
- 27 - Behling, H., Jeske-Pieruschka, V., Schüler, L., et al. 2009. Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário Tardio. In: Pillar, V.P., Müller, S.C.; Castilhos, Z.M.S. et al. (eds.): *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*, p. 13-25. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- 28 - Silveira, F.A.O., Arruda, A.J., Bond, W., et al. 2020a. Myth-busting tropical grassy biome restoration. *Restoration Ecology* 28: 1067-1073. <https://doi.org/10.1111/rec.13202>
- 29 - Ferreira, P.M.A., Andrade, B.O., Podgaiski, L.R., et al. 2020. Long-term ecological research in southern Brazil grasslands: Effects of grazing exclusion and deferred grazing on plant and arthropod communities. *PLoS ONE* 15: e0227706. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227706>
- 30 - Fidelis, A., Pivello, V.R. 2011. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? *Biodiversidade Brasileira* 2: 12-25.
- 31 - Rio Grande do Sul. Lei n. 13.931, de 30 de janeiro de 2012. Altera a Lei n.º 9.519, de 21 de janeiro de 1992, que institui o Código Florestal do Estado do Rio Grande do Sul e dá outras providências. Disponível em: <http://www.al.rs.gov.br/filerepository/repLegis/arquivos/13.931.pdf>
- 32 - Sampaio, A.B., Berlinck, C.N., Miranda, H.S. et al. 2016. Manejo do fogo em áreas protegidas. *Biodiversidade Brasileira* 2:1-3. <https://doi.org/10.37002/biobrasil.v%25vi%25i.653>
- 33 - Pillar, V. P.; Vélez, E. 2010. Extinção dos Campos Sulinos em unidades de conservação: Um fenômeno natural ou um problema ético? *Natureza & Conservação* 8: 84–86. <http://doi.org/10.4322/natcon.00801014>
- 34 - Rabuske, A. 1989. The 1st jesuit introduction of large-scale oxen use in the western region of Uruguay, 1632-1634. *Estudos Ibero-americanos* 15: 285-295.

- 35 - Nabinger, C., Ferreira, E.T., Freitas, A.K. et al. 2009. Produção animal com base no campo nativo: aplicações de resultados de pesquisa. In: Pillar, V.P., Müller, S.C.; Castilhos, Z.M.S. et al. (eds.): Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade, p. 175-198. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- 36 - Boldrini, I.I., Ferreira, P.M.A., Andrade, B.O. et al. 2010. Bioma Pampa diversidade florística e fisionômica. 1ª Edição. Pallotto, Porto Alegre.
- 37 - Nobre, C. 2018. Uma reflexão sobre mudanças climáticas, riscos para a agricultura brasileira e o papel da Embrapa. Olhares para 2030: Desenvolvimento sustentável. <https://bit.ly/2UdRzVh>. Acesso em 16.12.2020.
- 38 - Rio Grande do Sul. 2020a. Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul. <https://atlassocioeconomico.rs.gov.br/bovinos>. Acesso em 02.12.2020.
- 39 - Pompeia, C.R.N. 2018. Formação política do agronegócio. Campinas, Universidade Estadual de Campinas. Tese de Doutorado em Antropologia Social. <http://repositorio.unicamp.br/jspui/handle/REPOSIP/332572>.
- 40 - Escher, F., Wilkinson, J. 2019. A economia política do complexo Soja-Carne Brasil-China. Revista de Economia e Sociologia Rural 57 (4): 656-678. <https://doi.org/10.1590/1806-9479.2019.191017>
- 41 - Coêlho, J.D., Ximenes, L.F. 2020. Complexo Soja. Escritório Técnico de Estudos Econômicos do Nordeste (131): 1-8.
- 42 - Overbeck, G.E. Müller, S.C., Fidelis, A., et al. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 9 (2): 101-116. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>
- 43 - Binkowski, P. 2009. Conflitos Ambientais e Significados Sociais em torno da Expansão da Silvicultura de Eucalipto na “Metade Sul” do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento Rural. <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/22662/000733797.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- 44 - Andrade, B.O., Koch C., Boldrini, I.I., et al. 2015. Grassland degradation and restoration: A conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. Natureza & Conservação 13 (2): 95-104. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.08.002>
- 45 - Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A. et al. 2009. Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. In: Pillar, V.P., Müller, S.C.; Castilhos, Z.M.S., et al. (orgs.): Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade, p. 26-41. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- 46 - Rocha, J.M., Becker, D.F. 2000. As raízes do declínio econômico da “Metade Sul” do Rio Grande do Sul – uma análise da racionalidade econômica dos agentes produtivos da região. REDES 5(1): 191-212.
- 47 - Iop, S., Assman, B.R., Santos, T.G. et al. 2015. Biodiversidade de anfíbios. In Pillar, V.P.; Lange, O. (orgs.): Os Campos do Sul, p. 71-78. Rede Campos Sulinos/UFRGS, Porto Alegre.

- 
- 48 - Verrastro, L.; Borges-Martins, M. 2015. Biodiversidade de répteis. In: Pillar, V.P.; Lange, O. (orgs.): Os Campos do Sul, p. 81-88. Rede Campos Sulinos/UFRGS, Porto Alegre.
- 49 - Vieira, M.S.; Overbeck, G.E. 2020. Small seed bank in grasslands and tree plantations in former grassland sites in the South Brazilian highlands. *Biotropica* 52: 775-782. <https://doi.org/10.1111/btp.12785>
- 50 - Juniiior, J.L.M., Lima, D.S., Dias, J.L.A, et al. 2020. Análise dos estoques de carbono no solo sob diferentes coberturas vegetais no Brasil (revisão). *Journal of Biotechnology and Biodiversity* 8(1): 31-40. <https://doi.org/10.20873/jbb.uft.cemaf.v8n1.marinhojr>
- 51 - Guadagnin, D.L., Zalba, S.M., Górriz, B.C. et al. 2009. Árvores e arbustos exóticos invasores no Bioma Pampa - questões ecológicas, culturais e socioeconômicas de um desafio crescente. In: Pillar, V.P., Müller, S.C.; Castilhos, Z.M.S. et al. (orgs.): Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade, p. 300-316. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- 52 - Mochiutti, S.; Higa, A.R.; Simon, A.A. 2007. Susceptibilidade de ambientes campestres à invasão de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) NO. *Floresta* 37 (2): 239-253.
- 53 - Brasil. Lei Federal n. 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm
- 54 - Brasil. Lei Complementar Federal n. 140, de 8 de dezembro de 2011. Fixa normas, nos termos dos incisos III, VI e VII do caput e do parágrafo único do art. 23 da Constituição Federal, para a cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora; e altera a Lei no 6.938, de 31 de agosto de 1981. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/CCIVIL_03/LEIS/LCP/Lcp140.htm.
- 55 - Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura (SEMA). SEMA lança SIGA/RS para agilizar licenciamentos. 2003. <https://sema.rs.gov.br/sema-lanca-siga-rs-para-agilizar-licenciamentos>. Acesso em 20.10.2020.
- 56 - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler (FEPAM). Municípios Licenciadores. 2020. <http://www.licenciamentoambiental.rs.gov.br/html/MUNLIC>. Acessado em 20.10.2020.
- 57 - Rio Grande do Sul. Resolução CONSEMA n. 372, de 22 de fevereiro de 2018. Dispõe sobre os empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental, passíveis de licenciamento ambiental no Estado do Rio Grande do Sul, destacando os de impacto de âmbito local para o exercício da competência municipal no licenciamento ambiental. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201909/17101650-372-2018-atividades-licenciaveis-compilada.pdf>.

- 58 - Wenzel, F. IBAMA tenta frear avanço da degradação dos campos gaúchos. <https://www.oeco.org.br/reportagens/ibama-tenta-frear-avanco-da-degradacao-dos-campos-gauchos/>. Acesso em 18.02.2021.
- 59 - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2020. Contas de ecossistemas: o uso da terra nos biomas brasileiros: 2000-2018. Rio de Janeiro, IBGE.
- 60 - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2010. Censo demográfico 2010: características gerais da população, religião e pessoas com deficiência. http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/caracteristicas_da_populacao/resultados_do_universo.pdf. Acessado em 12 Junho de 2020.
- 61 - ONU. Diretrizes internacionais para planejamento urbano e territorial. 2015. <https://unhabitat.org/diretrizes-internacionais-para-planejamento-urbano-e-territorial>. Acesso em 16.10.2020.
- 62 - Rolim, R.G. 2013. Alta diversidade vegetal campestre em ambiente urbano: um estudo de caso no sul do Brasil. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Trabalho de Conclusão de Curso em Bacharelado em Ciências Biológicas. <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/143481/000897675.pdf?sequence=1>
- 63 - Rio Grande do Sul. 2018b. Instrução Normativa SEMA n. 01, de 30 de novembro de 2018. Estabelece procedimentos a serem observados para a Reposição Florestal Obrigatória no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <https://sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201812/14171747-instrucao-normativa-sema-n-01-2018.pdf>
- 64 - Rio Grande do Sul. Decreto n. 52.431, de 23 de junho de 2015. Dispõe sobre a implementação do Cadastro Ambiental Rural e define conceitos e procedimentos para a aplicação da Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012, no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201610/14115105-decreto52431.pdf>
- 65 – Brasil. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm
- 66 - Steigleder, A.M. 2020. A proteção jurídica do bioma Pampa. In Anais do I Congresso sobre o Bioma Pampa [recurso eletrônico]: Reunindo saberes, Pelotas.
- 67 - Brasil. Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm
- 68 - Agenda de desenvolvimento sustentável 2030. Disponível em <http://www.agenda2030.com.br/ods/15/>. Acesso em 18.03.2021.

- 
- 69 - White, R., Murray, S., Rohweder, M. 2000. Grassland extend and change. In: White, R., Murray, S., Rohweder, M. Pilot Analysis of Global Ecosystems: Grassland Ecosystems. World Resources Institute. Washington, D.C.
- 70 - Pereira, T. 2020. Queimadas no Pantanal: entenda o tamanho da devastação do bioma. <https://catracalivre.com.br/cidadania/queimadas-no-pantanal/>. Acesso em 16.02.2021.
- 71 - Menegassi, D. 2020. Entenda como fica a proteção dos manguezais e restingas sem a resolução do Conama. <https://www.oeco.org.br/reportagens/entenda-como-fica-a-protecao-dos-manguezais-e-restingas-sem-a-resolucao-do-conama/>. Acesso em 16.02.2021.
- 72 - Castro, R., Miranda, G., Portela, S., et al. 2016. Reserva natural da Serra das Almas e seu modelo integrado de conservação da Caatinga. In Anais do I Simpósio do Bioma Caatinga. Embrapa Semiárido, Petrolina.
- 73 – Ministério do Meio Ambiente. 2006. Convenção sobre a diversidade biológica. In Panorama da biodiversidade global. Ministério do Meio Ambiente, Brasília
- 74 - Strassburg, B.B.N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., et al. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution* 1: 0099. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- 75 – Milhorange, F. 2018. Cerrado: cresce a conscientização sobre a savana negligenciada do Brasil. <https://projetocolabora.com.br/ods14/cerrado-cresce-conscientizacao-sobre-savana-negligenciada-do-brasil/>. Acesso em 12.12.2020.
- 76 - Borges, I.F. 2016. Pampa, Cerrado e Caatinga poderão ser considerados patrimônio nacional. <https://www12.senado.leg.br/noticias/audios/2016/12/pampa-cerrado-e-caatinga-poderao-ser-considerados-patrimonio-nacional>. Acessado em 11.02.2021.
- 77 - Wandersee, J.H., Schussler, E. E. 2002. Toward a theory of plant blindness. *Plant Science Bulletin* 47: 2-9.
- 78 - Salatino, A. 2001. Nós e as plantas: ontem e hoje. *Revista Brasileira de Botânica* 24 (4): 483-490. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042001000500002>
- 79 – Salatino, A., Buckeridge, M. 2016. Mas de que te serve saber botânica? *Estudos Avançados* 30 (87): 177-196. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142016.30870011>
- 80 - Menezes, L.S., Ely, C.V., Lucas, D.B. et al. 2018. Plant species richness record in Brazilian Pampa grasslands and implications. *Revista Brasileira Botânica* 41 (4): 817-823. <https://doi.org/10.1007/s40415-018-0492-6>
- 81 – Pinheiro, J. Q. 1997. Psicologia Ambiental: a busca de um ambiente melhor. *Estudos de Psicologia* 2(2): 377-398.
- 82 – Pinheiro, J.Q., Pinheiro, T.F. 2007. Cuidado ambiental: ponte entre psicologia e educação ambiental? *Psico* 38 (1): 25-34.
- 83 - Günther, H.A. 2005 Psicologia Ambiental no campo interdisciplinar de conhecimento. *Psicologia USP* 16 (½): 179-183. <https://doi.org/10.1590/S0103-65642005000100019>

- 
- 84 – Fontoura, L.F.M., Pizzato, F. 2009. Recordações do Pampa - estudo das transformações da atividade pecuária no Rio Grande do Sul. In: Anais do 12 Encuentro de Geografos de América Latina, Montevideo.
- 85 - Stumpf, E.R.T., Barbieri, R.L.; Heiden, G. 2009. Cores e formas do Bioma Pampa: plantas ornamentais nativas. Pelotas: Embrapa Clima Temperado.
- 86 - Marchi, M., Barbieri, R.L. 2015. Cores e formas no Bioma Pampa: gramíneas ornamentais nativas. Embrapa, Brasília.
- 87 - Heck, R.M., Ribeiro, M.V.; Barbieri, R.L. 2017. Plantas medicinais do Bioma Pampa no cuidado em saúde. Embrapa, Brasília.
- 88 - Coradin, L., Siminski, A., Reis, A. 2011. Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro – Região Sul. Ministério do Meio Ambiente, Brasília:
- 89 - Kinupp, V.F. 2007. Plantas alimentícias não-convencionais da região metropolitana de Porto Alegre, RS. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Tese de Doutorado em Fitotecnia. <http://hdl.handle.net/10183/12870>
- 90 - Brack, P., Köhler, M., Corrêa, C.A., et al. 2020. Frutas nativas do Rio Grande do Sul, Brasil: riqueza e potencial alimentício. *Rodriguesia* 71: e03102018. <https://doi.org/10.1590/2175-7860202071091>
- 91 - Sarmento, M.B. 2019. Potencialidades da região do Pampa Gaúcho para o turismo rural. *Ágora* 22 (2):73-83. <https://doi.org/10.17058/agora.v21i2.13963>
- 92 - Chiattonne, M.V., Chiattonne, P.V. 2013. Enoturismo: atrativo e ferramenta para o desenvolvimento sustentável de regiões. *Rosa Ventos* 5 (4): 616-634.
- 93 - Pinto, L.F., Baccin, B.A.; Pessano, E.F.C. 2020. O bioma Pampa nos anos iniciais: uma investigação com professores e nos livros didáticos do PNLD. *Revista Exitus* (10): 01-31. <https://doi.org/10.24065/2237-9460.2020v10n1ID1479>
- 94 - Silveira, F.F. 2020c. Fauna digital do Rio Grande do Sul. <http://ufrgs.br/faunadigitalrs>. Acesso em 18.02.2021.
- 95 - Silveira, F.F. 2020b. Flora Campestre. <https://www.ufrgs.br/floracampestre/>. Acesso em 18.02.2021.
- 96 – Joly, C.A., Scarano, F.R., Bustamante, M. et al. 2018. Sumário para tomadores de decisão do relatório de avaliação da Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos. <https://www.bpbes.net.br/produto/diagnostico-brasileiro/>. Acesso em 12.02.2021.
- 97 - Silveira, E. 2021. Como um agrotóxico usado na Guerra do Vietnã está destruindo videiras na Campanha Gaúcha. <https://www.bbc.com/portuguese/brasil-55712264>. Acesso em 12.02.2021.

Considerações finais

A presente tese demonstrou através de seus capítulos que a limitação de sementes em campos degradados do Pampa pode ser superada pela aplicação de feno fresco e estratégia de armadilhas de sementes. Os dados endossam o atual estado da arte da restauração de campos pampeanos para o Sul do Brasil no que tange a contribuição sobre a eficácia da transferência de feno, técnica utilizada a muito tempo para os campos temperados. Nossos dados sobre a colheita em diferentes períodos destaca a importância do planejamento da restauração. A armadilha de sementes apresentada evidencia a criatividade crítica que pesquisadoras e pesquisadores, bem como gestores e agentes de restauração devem ter durante o desenvolvimento de projetos de restauração.

O primeiro capítulo enfatiza a importância da remoção da serapilheira de pinus para o sucesso da restauração de campos degradados após o monocultivo desta espécie. A restauração passiva neste caso não é o suficiente para o retorno da vegetação nativa. O fogo se demonstrou uma potencial ferramenta de manejo para a remoção da serapilheira, sobretudo quando consideramos grandes áreas a serem manejadas. O feno foi eficaz para o retorno da vegetação nativa na área degradada: diversas espécies encontradas na área referência se reestabeleceram nas parcelas experimentais. *Desmodium adscendes*, *Ischaemum minus* e *Chascolytrum uniolae* são algumas espécies de grande relevância para os campos litorâneos que conseguiram ser inseridas através da transferência de feno.

O segundo capítulo, oriundo dos questionamentos que surgiram após a conclusão do primeiro artigo, elucidada que o período de coleta de feno importa para a composição florística da área degradada. Ademais, podemos perceber que menos feno parece mais eficaz para a riqueza e cobertura de espécies. Provavelmente, pelas características da área referência: campo nativo, sem distúrbio e com elevada quantidade de biomassa. Os dados evidenciam que os projetos de restauração devem também considerar as características da área referência onde o feno será coletado. O

feno coletado no meio da primavera e início do verão apresentou uma composição com domínio de espécies C₃ enquanto o feno do meio do verão apresentou mais espécies C₄. Durante o desenvolvimento deste experimento houve estiagem e isso afetou a comunidade vegetal. Entretanto, os dados enfatizam a necessidade de planejar mais de um momento de inserção de sementes na área degradada para amenizar a mortalidade vegetal que o clima potencialmente causa.

O terceiro capítulo destaca a eficácia de armadilhas de sementes para fomentar a chegada de sementes em área degradada. No referente estudo nos apropriamos de toras que *Eucalyptus* sp. que foram alocadas em uma área campestre degradada. Formando uma barreira física, essas toras interceptaram as sementes oriundas da matriz campestres adjacente a área. Os dados demonstram que quanto mais próximo das toras, maior a cobertura e riqueza de espécies vegetais. Assim, as toras funcionaram como facilitadoras para a germinação e estabelecimento de espécies nativas campestres.

No apêndice nós trouxemos um artigo que versa sobre a percepção do estado de conservação dos campos, especialmente os do Pampa. Discorreremos sobre uma retomada de uma visão embasada na construção de uma Consciência Campestre para que os campos sejam (re)vistos a partir de uma ótica ecológica-política-econômica-sustentável. A presente tese fomentou também outros questionamentos acerca da reintrodução de sementes em campos degradados como a necessidade de estudos que avaliem a germinação e estabelecimento de sementes nativas através de semeadura direta em campos degradados e também a aplicação e testagem das técnicas apresentadas em áreas maiores e em outras fitofisionomias campestres do Pampa e dos campos da Mata Atlântica.

Anexo

Demais atividades realizadas durante o período da tese

- Coorientação em Trabalhos de Conclusão de Curso

Lua Dallagnol Cezimbra (2020 - 2021) Invasão por gramíneas exóticas em campos sobre paleodunas: efeitos na diversidade florística. Orientador: Gerhard Ernst Overbeck.

Mariana Luiz Proença (2021 - 2022) Ensino e aprendizagem sobre o bioma pampa: uma proposta para a reflexão crítica no ensino médio. Orientadora: Maria Cecília de Chiara Moço.

Mateus Henrique Schenkel (2022 – 2023) Contribuição da diversidade campestre dos morros graníticos na diversidade de plantas ruderais do Campus do Vale da UFRGS. florística. Orientador: Gerhard Ernst Overbeck.

- Colaboração em artigos publicados

Cezimbra LD, **Porto AB**, Overbeck GE (2021) Invasão por gramíneas exóticas em campos sobre paleodunas: efeitos na diversidade florística. *Oecologia Australis* 25(4):821-833.

da Silveira FF, da Silva LM, **Porto AB**, Overbeck GE (2022) Environmental drivers and diversity of open plant communities in grassland and wetland mosaics in coastal southern Brazil. *Folia Geobotanica* 1-20.

Porto AB, Bittencourt VL, da Silveira FF, Miranda TM (2021) Que planta te importa? um relato de caso sobre o significado das plantas para as pessoas. *Ethnoscintia-Brazilian Journal of Ethnobiology and Ethnoecology* 6(1):205-216.

- Colaboração em artigos submetidos

Guarino ESG, **Porto ABP**, Thomas PA, Müller SC, Urruth LM, Chemello D, Nabinger C, Sant'Anna DM, Vélez-Martin E, Overbeck GE, Coelho-de-Souza G (2022) Guia para

restauração de campos nativos no Sul do Brasil. Comunicado Técnico 90/22 Embrapa Clima Temperado.

Rolim RG, **Porto AB**, Müller SC, Overbeck GE (2022) Common and widely distributed species for restoration of degraded Pampa grassland: toward a list of priority species for restoration. Manuscrito submetido para o periódico *Acta Botanica Brasilica* ID ABB-2022-0173.

Thomas PA, **Porto AB**, Overbeck GE, Müller SC (2022) Is hay a potential way to introduce native species to restore subtropical grasslands? Manuscrito submetido para o periódico *Applied Vegetation Science* ID: AVS-RES-03179.