



Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Rafael Wolter Martell

Efeitos da frequência e seletividade de corte da vegetação sobre campos invadidos
por *Eragrostis plana* no sul do Brasil

Porto Alegre

2018

Rafael Wolter Martell

Efeitos da frequência e seletividade de corte da vegetação sobre campos invadidos
por *Eragrostis plana* no sul do Brasil

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Valério De Patta Pillar

Porto Alegre

2018

Agradecimentos

Agradeço a todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho:

Aos meus pais que sempre me incentivaram e deram o suporte necessário para continuar estudando. Obrigado pela força e apoio em todas as escolhas que fiz.

Aos meus irmãos que me acompanham durante todas as fases da vida. Às vezes pode ser chato, mas ter irmãos no fim sempre compensa!

A todos os meus amigos de Porto por terem tornado muito melhor (e “aceitável”) levar a vida na estressante cidade grande. Agradecimentos especiais à Dé, Vini, Marlu e Isa por estarem nos melhores momentos (e também nos mais tensos) desses últimos dois anos. Especiais também ao Marcelinho pela amizade e parceria construída desde o início da faculdade.

Aos amigos de Bagé, por recarregarem minhas “pilhas” todos os feriados e fins de semana em que eu voltava. Naqueles momentos em que já faltava vontade para fazer qualquer coisa, era sempre bom lembrar que dali a alguns fins de semana eu voltaria pra Bagé e faríamos aquele clássico churrasco regado a cerveja.

Ao meu orientador Valério por todo o apoio, atenção, dicas, ideias, esclarecimentos e orientações durante os últimos anos.

Aos colegas e amigos do Laboratório de Ecologia Quantitativa por todas as conversas e ajudas, sejam elas em campo, na identificação das espécies, nas coletas dos dados, ou em qualquer outra ocasião em que fosse necessária. Agradecimentos especiais à Vasi, que durante estes dois anos representou uma coorientadora para mim, ajudando sempre que necessário, dando ideias e se preocupando com o trabalho mesmo quando longe.

À diretoria da Estação Agronômica da UFRGS, que permitiu a utilização e retirada das leivas de campo.

À Faculdade de Agronomia da UFRGS, por ceder o espaço para a execução do experimento.

Aos professores do PPG-Ecologia UFRGS por todos os ensinamentos dados em aula, sem os quais teria sido impossível o desenvolvimento deste estudo.

À CAPES pela bolsa de mestrado.

E por fim, mas não menos importante, à vó “Mélis” que, mesmo não estando mais entre nós, tenho certeza de que estaria feliz pelo fim de mais uma etapa. Ela não entendia nada que a gente estudava, mas o amor dela pelos netos sempre representou um incentivo a mais para seguir fazendo.

Resumo

Por causar mudanças na composição, estrutura e funcionamento dos ecossistemas naturais, a invasão biológica é considerada uma das principais ameaças à biodiversidade. Diversos fatores vêm facilitando a ocorrência de invasões biológicas nos mais variados ecossistemas do mundo. São consideradas espécies invasoras aquelas que após introduzidas se estabelecem, se naturalizam e se expandem para além de seu alcance natural, onde podem se tornar espécies dominantes e assim impactar o novo ambiente. As gramíneas de origem sul-africana estão entre as plantas invasoras mais prejudiciais e amplamente distribuídas no mundo. Nos campos do sul do Brasil, o caso mais preocupante é o de *Eragrostis plana*, sendo ainda necessários métodos eficientes para o controle da invasão que permitam a conservação da vegetação nativa. Na tentativa de melhor compreender o efeito do pastejo sobre a expansão da área campestre invadida por *Eragrostis plana*, avaliamos neste estudo os efeitos da seletividade e da frequência de corte da vegetação sobre comunidades campestres invadidas pela espécie. Para tanto, estabelecemos um experimento utilizando 30 leivas extraídas de um campo nativo naturalmente invadido, com cobertura inicial aproximada de 50% de *Eragrostis plana*. Os seis tratamentos aplicados sobre as leivas resultaram da combinação dos dois fatores: seletividade de corte (corte apenas de *Eragrostis plana*; corte apenas da vegetação nativa; corte de toda a vegetação) e frequência de corte (alta ou moderada). Em cada parcela, composta por uma leiva, avaliaram-se os efeitos dos tratamentos sobre a estrutura e diversidade das comunidades, cobertura da espécie invasora e das nativas, biomassa de raízes das espécies, assim como sobre a profundidade das raízes de *Eragrostis plana* e da espécie nativa *Paspalum notatum*. A seletividade de cortes teve efeito significativo sobre todas as variáveis analisadas, enquanto que a frequência destes afetou apenas a profundidade das raízes de *Eragrostis plana*. A cobertura de *Eragrostis plana* diminuiu nos tratamentos em que era cortada tanto seletivamente quanto junto com as nativas, enquanto que a cobertura total das espécies nativas diminuiu apenas nos tratamentos em que eram cortadas seletivamente. Os resultados sugerem que a diminuição da cobertura nativa em campos invadidos é causada principalmente pela seletividade do pastejo, pois bovinos tendem a rejeitar *Eragrostis plana* pela sua baixa palatabilidade, produzindo assim dominância da invasora em relação à comunidade residente. Com este estudo, demonstramos que o manejo de áreas invadidas é crucial para a manutenção da diversidade florística em campos invadidos utilizados para pastejo. O manejo por meio de cortes da espécie *Eragrostis plana* foi eficiente no controle do processo de invasão, favorecendo também a recuperação da cobertura das espécies nativas. Além disso, indicamos a possibilidade de aliar o pastejo em campos invadidos com a manutenção da vegetação nativa, desde que este seja acompanhado de cortes da espécie invasora.

Palavras-chave: campos sulinos, gramíneas invasoras, invasão biológica, manejo de cortes, pastejo, raízes.

Abstract

Biological invasions are among the main threats to biodiversity conservation due to their effects on the composition, structure and functions of the ecosystems. Several factors have contributed to biological invasions worldwide. Invasive species are those that after introduction get established, naturalize and expand their range, where they can become dominant and impact the ecosystems. South African grasses are worldwide spread invasive species. In southern Brazilian grasslands, the invasion of *Eragrostis plana* is the most damaging case, for which methods to efficiently control the invasion without destroying the native vegetation are urgently needed. Attempting to better understand the effects of grazing on the expansion of *Eragrostis plana* in grasslands, here we evaluated the effects of selectivity and frequency of clipping on grassland communities invaded by *Eragrostis plana*. We established a randomized block experiment using thirty monoliths extracted from naturally invaded native grassland communities with approximately 50% invader's cover. Clipping treatments combined two factors: selectivity (clipping only the invasive species; clipping only native species; clipping all species) and frequency (high or moderated), which resulted in six treatments per block. In each plot composed of one monolith, we evaluated the treatments' effects on communities' structure and diversity, total cover of the native and invasive species, root biomass of invasive and native species, and root length of *Eragrostis plana* and of the native *Paspalum notatum*. Selectivity had a significant effect on all these variables, while the frequency affected only *Eragrostis plana* root length. *Eragrostis plana* total cover was reduced in plots where it was clipped selectively or together with native species, while native species total cover was reduced only in plots where native species were clipped selectively. Our results suggest that the decrease of native vegetation cover in invaded grasslands is caused mainly by grazing selectivity, since cattle tends to reject *Eragrostis plana* due to its low palatability, increasing in this way the dominance of the invader. In this study, we demonstrated that the management of grazed invaded grasslands is crucial for maintaining its plant species diversity. Management by clipping *Eragrostis plana* was efficient for controlling the invasion process and for recovering the native community. Furthermore, we demonstrated the possibility to ally grazing of invaded grasslands with the maintenance of native species, as long as it is accompanied by clipping the invasive species.

Key-words: biological invasion, clipping management, grazing, invasive grasses, roots, southern Brazil.

Sumário

Introdução Geral	7
Referências Bibliográficas	13
Capítulo 1	19
Resumo	19
Abstract.....	21
Introdução.....	23
Material e Métodos	26
Local de Estudo	26
Montagem do experimento.....	26
Desenho Experimental.....	27
Coleta de Dados durante o experimento	28
Avaliações ao fim do experimento	29
Análise dos dados	29
Resultados.....	30
Cobertura e Diversidade de espécies	30
Biomassa de Raízes	32
Profundidade de Raízes	34
Discussão.....	35
Contribuições dos autores	39
Referências Bibliográficas	40
Conclusão Geral	45
Material Suplementar	47

Introdução Geral

O aumento no trânsito internacional de mercadorias e de pessoas nos últimos anos tem resultado em maior extensão e frequência da transferência de espécies ao redor do mundo (Catford et al., 2009; Mack, 2003; Lockwood et al., 2005; Alpert, 2006), facilitando a ocorrência de invasões biológicas nos mais diversos ecossistemas. Por causar mudanças na composição, estrutura e funcionamento dos ecossistemas naturais (Pysek et al., 2012), a invasão biológica é considerada uma das principais ameaças à biodiversidade (Vitousek et al., 1996). Além do risco à conservação da biodiversidade, espécies invasoras causam também grandes impactos sobre a economia global, estimando-se um custo anual de 5% da economia mundial devido aos danos causados por essas espécies (Pimentel et al., 2001).

A invasão biológica é considerada um processo progressivo (Colautti & MacIsaac, 2004), e, portanto, contém diversos estágios. Para avançar de um estágio a outro, as espécies precisam passar por diferentes barreiras e filtros ecológicos (Richardson et al., 2000; Mitchell et al., 2006). São consideradas espécies invasoras aquelas que após introduzidas, se estabelecem, se naturalizam e se expandem para além de seu alcance natural (Perrings et al., 2002), onde podem se tornar espécies dominantes e assim impactar o novo ambiente (Fig.1). É importante considerar também o aspecto temporal do processo de invasão, já que uma espécie pode levar anos ou até décadas desde sua introdução até se tornar invasora. Esse tempo é conceitualmente chamado de dívida de invasão (“invasion debt”, tradução livre) (Seabloom et al., 2006; Essl et al., 2011).

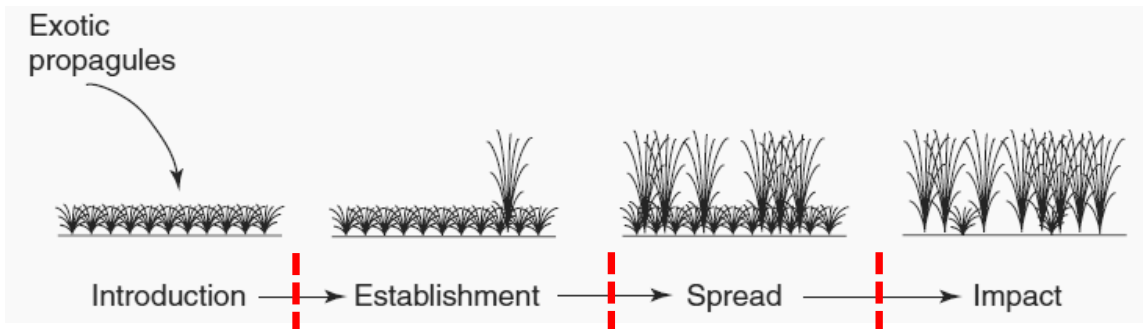


Figura 1. Esquema mostrando as diferentes fases do processo de invasão. Linhas tracejadas representam barreiras e filtros ecológicos que limitam o avanço entre os estágios. Adaptado de Levine (2008).

Assume-se, por ter tido sucesso no processo de invasão, que a espécie exótica ocorrerá em maior densidade e terá melhor performance na área introduzida se comparado à sua área nativa (Crawley, 1987; Noble, 1989; Blossey & Nötzold, 1995) e, portanto, diversas hipóteses têm sido formuladas a fim de explicar o sucesso dessas espécies fora de seus ambientes naturais. Catford et al. (2009) encontrou na literatura vinte e nove dessas hipóteses. Sendo muitas redundantes entre si, o autor propôs um diagrama que contempla e as resume em uma interação de três fatores, sendo eles: (1) pressão de propágulo, (2) características abióticas e (3) características bióticas (Fig.2).

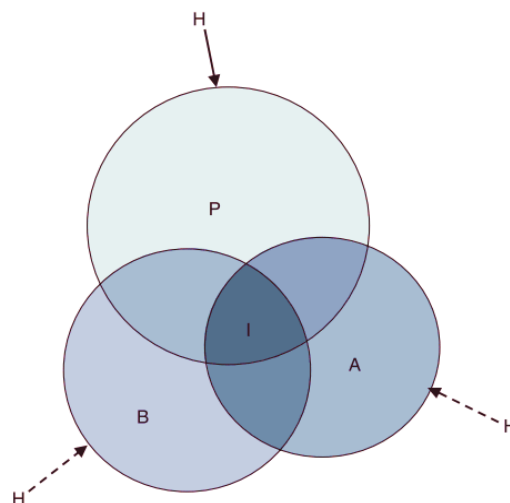


Figura 2. Diagrama mostrando a interação da pressão de propágulo (P), características bióticas (B) e características abióticas (A) para a ocorrência do processo de invasão (I). (H) indica como o ser humano pode influenciar nesse processo. O sombreamento dos círculos indica a força do efeito e o tamanho dos círculos indica a extensão do seu efeito sobre a invasão. Adaptado de Catford et al. (2009).

A pressão de propágulo (P) corresponde ao tamanho e frequência de introduções da espécie no novo ambiente, permitindo e favorecendo a invasão por aumentar a chance de a espécie encontrar condições e ambientes adequados ou por aumentar a diversidade genética da população invasora, contribuindo para a adaptação da espécie nos novos ecossistemas. As características abióticas (A) representam filtros ambientais impostos pelo novo ecossistema, os quais devem ser “ultrapassados” para que a invasão ocorra, e geralmente estão relacionados à disponibilidade de recursos. As características bióticas (B) incluem as interações que ocorrem entre as espécies e, portanto, podem tanto favorecer (e.g. ausência de predadores) quanto limitar (e.g. competição interespecífica) o processo de invasão. No diagrama, (H) indica como o ser humano pode atuar no processo e a invasão (I) ocorre quando os três fatores se sobrepõem e interagem tornando-a possível.

As gramíneas de origem sul-africana estão entre as plantas invasoras mais prejudiciais e amplamente distribuídas no mundo (Visser et al., 2016). A maior parte das introduções provavelmente ocorreu intencionalmente devido a várias dessas espécies serem consideradas plantas forrageiras, sendo mais palatáveis e tolerantes ao pastejo (Lonsdale, 1994; Mack & Erneberg, 2002). Nos Campos do Sul do Brasil, o caso de invasão mais preocupante é o da espécie *Eragrostis plana* Nees (Medeiros & Focht, 2007; Guido et al., 2016), localmente chamada de “capim-annoni”.

Eragrostis plana é uma gramínea C₄, cespitosa, perene e de ciclo estival. A espécie foi introduzida acidentalmente no estado do Rio Grande do Sul (RS) em 1957 (Reis & Coelho, 2000) como contaminante de outras sementes comerciais (Ferreira et al., 2008). Por ser resistente às geadas locais e por seu rápido crescimento, passou a ser comercializada e disseminada por Ernesto Annoni como opção forrageira em diversas

regiões do Rio Grande do Sul (RS) e de outros estados do Brasil, como Santa Catarina, Paraná e Mato Grosso (Medeiros et al., 2009). Sua comercialização no RS foi banida em 1979 pelo Ministério da Agricultura (Reis & Coelho, 2000), após a espécie ter sido reconhecida como de baixo valor forrageiro, grande potencial invasor e de difícil erradicação (Reis & Oliveira, 1978).

Eragrostis plana apresenta diversos atributos que lhe conferem vantagens competitivas sobre as plantas nativas, podendo assim suprimir espécies nativas dos campos naturais e formar monoculturas (Reis & Coelho, 2000). Entre eles, pode-se citar o rápido crescimento, a alta produção e longevidade de sementes, a longa fase reprodutiva (Reis & Coelho, 2000) e seu efeito alelopático sobre outras espécies (Ferreira et al. 2008). Além das consequências sobre a biodiversidade campestre, sua dominância em campos utilizados para pastejo traz menor rendimento econômico devido ao seu baixo valor nutritivo e sua baixa palatabilidade, o que resulta na rejeição por parte dos animais pastadores à espécie (Carvalho & Batello, 2009).

Em 2004, já se estimava uma área invadida pela espécie no Estado em torno de um milhão de hectares (Medeiros et al., 2004). Em campos naturais utilizados como pastagem, a invasão de *Eragrostis plana* é facilitada pela presença de manchas de solo sem cobertura vegetal (i.e. disponibilidade de recursos), geralmente originados pelo pastejo intensivo e práticas de cultivo nas áreas de campo, ocasionando o recrutamento de novas plântulas (Medeiros et al., 2009). A expansão da espécie nesses ambientes é favorecida pela seletividade dos animais pastadores, que sobrepastejam espécies nativas de melhor palatabilidade, oferecendo a *Eragrostis plana* um ambiente com condições reduzidas de competição (Medeiros et al., 2009).

Os campos sulinos são ecossistemas altamente diversos (Pillar & Lange, 2015) e com grande vocação econômica para a criação de gado em pastagem natural (Carvalho & Batello, 2009). Apesar disso, a conservação dessa biodiversidade vem sendo ameaçada pela rápida expansão da agricultura e silvicultura, pelo sobrepastejo e pela substituição de pastagem nativa por pastagens cultivadas (Overbeck et al., 2007). Somado a isso, a expansão da invasão de *Eragrostis plana* nesses ecossistemas representa outro grande risco para a conservação de sua biodiversidade.

O pastejo é considerado um dos principais fatores mantenedores das características ecológicas e fisionômicas desses campos (Pillar & Quadros, 1997). Além disso, quando em níveis moderados, o pastejo aumenta a coexistência de espécies, possibilitando a ocorrência de espécies nativas características de áreas campestres, o que resulta em campos mais ricos e diversos (Boldrini & Eggers, 1996). Portanto, apesar de favorecer a invasão de *Eragrostis plana* (Focht, 2008), o pastejo é muitas vezes apontado como um agente benéfico para a biodiversidade campestre. O desenvolvimento de técnicas para aliar o controle da invasão por *Eragrostis plana* com um pastejo sustentável é ainda necessário e pode representar uma maior conservação dos campos sulinos.

A competição entre espécies exerce um importante papel na estruturação de comunidades (Grace & Tilman, 1990). A maior parte da competição entre plantas ocorre por meio do sistema de raízes, sendo esse responsável pela aquisição de água e de diversos nutrientes do solo. A competição entre raízes ocorre quando a presença de uma raiz diminui a disponibilidade de recursos no solo para as raízes de outra planta, afetando seu crescimento, sobrevivência ou reprodução (Casper & Jackson, 1997). Como *Eragrostis plana* apresenta comparativamente maior biomassa de raízes do que

as gramíneas nativas, esse pode ser um mecanismo que confere vantagens competitivas à espécie invasora (Abichequer et al., 2009). Apesar disso, a maioria dos estudos sobre a invasão de *Eragrostis plana* tem considerado apenas aspectos observados acima do nível do solo.

Com este estudo, ao considerar experimentalmente os efeitos de diferentes seletividades e frequências do corte da vegetação, tanto sobre a parte aérea das plantas quanto sobre o sistema de raízes, esperamos cooperar com uma melhor compreensão sobre a invasão de *Eragrostis plana* nos campos e com o desenvolvimento de técnicas que auxiliem no seu controle.

Referências Bibliográficas

- Abichequer, A. D., Bicca, A.M.O., Medeiros, C.M.O., Saraiva, K. M. (2009) Crescimento e distribuição de raízes de capim-annoni-2 e do campo nativo: vantagem competitiva do capim-annoni-2? *Pesquisa Agropecuária Gaúcha*, 15, 7-12.
- Alpert, P. (2006) The advantages and disadvantages of being introduced. *Biological Invasions*, 8, 1523–1534.
- Blossey, B. & Nötzold, R. (1995) Evolution of increased competitive ability in invasive non-indigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology*, 83, 887–889.
- Boldrini, I. I. & Eggers, L. (1996) Vegetação campestre do sul do Brasil: dinâmica de espécies à exclusão do gado. *Acta Botanica Brasílica*, 10, 37-50.
- Carvalho, C.F.P., Batello, C. (2009). Access to land, livestock production and ecosystem conservation in the Brazilian Campos biome: the natural grassland dilemma. *Livestock Science*, 120, 158–162.
- Casper B.B., Jackson RB. 1997. Plant competition underground. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 545–570.
- Catford, J.A., Roland, J. & Nilsson, C. (2009) Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions*, 15, 22-40.
- Colautti, R.I. & MacIsaac, H.J. (2004) A neutral terminology to define ‘invasive’ species. *Diversity and Distributions*, 10, 134– 141.

- Crawley, M.J. (1987) What makes a community invasible? Colonization, Succession, and Stability (eds A.J. Gray, M.J. Crawley & P.J. Edwards), pp. 429–453. Blackwell, Oxford.
- Essl, F., Dullinger, S., Rabitsch, W., Hulme, P.E., Hülber, K., Jarosík, V., Kleinbauer, I., Krausmann, F., Kühn, I., Nentwig, W., Vilà, M., Genovesi, P., Gherardi, F., Desprez-Loustau, M.L., Roques, A. & Pysek, P. (2011) Socioeconomic legacy yields an invasion debt, *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 108, 203-207.
- Ferreira, N. R., Medeiros R. B. & Favreto R. (2008) Banco de sementes do solo de margem viária dominada por capim-annoni-2 e sujeito ao controle com distúrbios no solo e introdução de gramíneas. *Revista Brasileira de Sementes*, 30, 54–63.
- Focht T. (2008) Ecologia e dinâmica do capim-annoni-2 (*Eragrostis plana Nees*), uma invasora dos Campos Sulinos: prevenção da sua expansão. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.
- Grace, J.B., Tilman, D. 1990. *Perspectives on plant competition*. San Diego, CA: Academic Press.
- Guido, A., Vélez-Martin, E., Overbeck, G.E., Pillar, V.D. (2016) Landscape structure and climate affect plant invasion in subtropical grasslands. *Applied Vegetation Science*, 19, 600-610.
- Pillar, V.D. & Lange, O. 2015. *Campos do Sul*. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos-UFRGS.
- Lockwood, J.L., Cassey, P. & Blackburn, T. (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 223–228.

- Lonsdale, W.M. (1994) Inviting trouble: introduced pasture species in northern Australia. *Australian Journal of Ecology*, 19, 345–354.
- Mack, M.C. (2003) Phylogenetic constraint, absent life forms, and preadapted alien plants: a prescription for biological invasions. *International Journal of Plant Sciences*, 164, 185–196.
- Mack, R.N. & Erneberg, M. (2002) The United States naturalized flora: largely the product of deliberate introductions. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89, 176–189.
- Medeiros, R. B., Pillar V. P. & Reis J. C. L. (2004) Expansão de *Eragrostis plana* Nees (capim-annoni-2) no Rio Grande do Sul e indicativos de controle. Reunión del grupo técnico regional del Cono Sul en mejoramiento y utilización de los recursos forrajeros del área tropical y subtropical. *Grupo Campos*, 20, 208–11.
- Medeiros, R. B., Saibros J. C. & Focht T. (2009) Invasão de capim-annoni (*Eragrostis plana* Nees) no bioma Pampa do Rio Grande do Sul. *Campos Sulinos – Conservação E Uso Sustentável Da Biodiversidade* (eds V. P. Pillar, S. C. Müller, Z. M. S. Castilhos & A. V. A. Jacques), pp. 317–330. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Medeiros, R.B. & Focht, T. (2007) Invasão, prevenção, controle e utilização do capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Agropecuária Gaúcha*, 13, 105–114.
- Mitchell, C.E., Agrawal, A.A., Bever, J.D., Gilbert, G.S., Hufbauer, R.A., Klironomos, J.N., Maron, J.L., Morris, W.F., Parker, I.M., Power, A.G., Seabloom, E.W., Torchin, M.E.

- & Vázquez, D.P. (2006) Biotic interactions and plant invasions. *Ecology Letters*, 9, 726–740.
- Noble, I.R. (1989) Attributes of invaders and the invading process: terrestrial and vascular plants. *Biological Invasions: a Global Perspective* (eds J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek & M. Williamson), pp. 301–313. John Wiley & Sons, New York.
- Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V.D., Blanco, C.C., Boldrini, I.I., Both, R. & Forneck, E.D. (2007) Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9, 101–116.
- Perrings, C., M. Williamson, E. B. Barbier, D. Delfino, S. Dalmazzone, J. Shogren, P. Simmons, and A. Watkinson. (2002) Biological invasion risks and the public good: an economic perspective. *Conservation Ecology*, 6, 1. Disponível em <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art1/>
- Pillar, V.D., Quadros, F.L.F., 1997. Grassland–forest boundaries in Southern Brazil. *Coenoses*, 12, 119–126.
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, S., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T., Tsomondo, T. (2001) Economic and environmental threats of alien plant, animal and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84, 1-20.
- Pysek, P., Jarosik, V., Hulme, P.E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U. & Vilà, M. (2012) A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and

ecosystems: The interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18, 1725–1737.

Reis, J.C.L. & Coelho, R.W. (2000) Controle do capim-annoni-2 em campos naturais e pastagens. EMBRAPA Clima Temperado, Circular Técnica, Pelotas, Brasil.

Reis, J.C.L. & Oliveira, O.L.P. 1978. Considerações sobre o Capim Annoni 2. EMBRAPA-UEPAE, Circular Técnica, Bagé, Brasil.

Richardson, D.M., Pysek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D. & West, C.J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6, 93–107.

Seabloom, E.W., Williams, J.W., Slayback, D., Stoms, D.M., Viers, J.H. & Dobson, A.P. (2006) Human impacts, plant invasion, and imperiled plant species in California. *Ecological Applications*, 16, 1338–1350.

Visser, V., Wilson, J. R., Fish, L., Brown, C., Cook, G. D., Richardson, D. M. and Beaumont, L. (2016) Much more give than take: South Africa as a major donor but infrequent recipient of invasive non-native grasses. *Global Ecology and Biogeography*, 25, 679-692.

Vitousek, P., D'Antonio, C., Loope, L. & Westbrooks, R. (1996) Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84, 468–78.

Nota: Este manuscrito foi redigido conforme as normas da revista científica Journal of Applied Ecology. A fim de facilitar a leitura, as tabelas, figuras e legendas foram incluídas ao longo do texto.

1

2

Capítulo 1.

3

Efeitos da frequência e seletividade de corte da vegetação sobre campos invadidos

4

por *Eragrostis plana* no sul do Brasil

5

Rafael Wolter Martell*, Vasiliki G. Balogianni e Valério De Patta Pillar

6

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Laboratório de Ecologia Quantitativa,

7

Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil

8

* Autor correspondente. E-mail: rafaelwmartell@gmail.com

9

Resumo

10

1. As gramíneas de origem sul-africana estão entre as plantas invasoras mais amplamente distribuídas no mundo. Nos campos do sul do Brasil, o caso mais preocupante é o de *Eragrostis plana*, sendo necessários métodos eficientes para o controle da invasão que permitam a conservação da vegetação nativa.

11

12

13

14

2. O objetivo deste estudo foi de avaliar os efeitos da seletividade e da frequência de corte da vegetação (simulando o pastejo) sobre comunidades campestres invadidas pela espécie. Para tanto, foi construído um experimento utilizando 30 leivas de um campo nativo naturalmente invadido, com cobertura inicial aproximada de 50% de *Eragrostis plana*. Os tratamentos aplicados sobre as leivas resultaram da combinação dos dois fatores: seletividade de corte (corte apenas de *Eragrostis plana*; corte apenas da vegetação nativa; corte de toda a vegetação) e frequência de corte (alta ou moderada). Em cada parcela, avaliaram-se os efeitos dos tratamentos sobre a estrutura e diversidade das

15

16

17

18

19

20

21

22

23 comunidades, cobertura da espécie invasora e das nativas, biomassa de raízes
24 das espécies, assim como sobre a profundidade das raízes de *Eragrostis plana* e
25 da espécie nativa *Paspalum notatum*.

26 3. A seletividade de cortes teve efeito significativo sobre todas as variáveis
27 analisadas, enquanto que a frequência destes afetou apenas a profundidade das
28 raízes de *Eragrostis plana*.

29 4. A cobertura de *Eragrostis plana* diminuiu nos tratamentos em que era cortada
30 seletivamente ou junto com as nativas, enquanto que a cobertura total das
31 espécies nativas diminuiu apenas nos tratamentos em que essas espécies eram
32 cortadas seletivamente, sugerindo que a diminuição da cobertura nativa em
33 campos invadidos utilizados para pastejo é causada principalmente pela
34 seletividade do pastejo, pois bovinos tendem a rejeitar *Eragrostis plana* pela sua
35 baixa palatabilidade, produzindo assim dominância da invasora em relação à
36 comunidade residente.

37 5. Com este estudo, demonstramos que o manejo de áreas invadidas é crucial para
38 a manutenção da diversidade florística em campos invadidos utilizados para
39 pastejo. O manejo por meio de cortes da espécie *Eragrostis plana* foi eficiente
40 no controle do processo de invasão, favorecendo também a recuperação da
41 cobertura das espécies nativas. Além disso, indicamos a possibilidade de aliar o
42 pastejo em campos invadidos com a manutenção da vegetação nativa, desde que
43 este seja acompanhado de cortes da espécie invasora.

44 **Palavras-chave:** campos sulinos, gramíneas invasoras, invasão biológica, manejo de
45 cortes, pastejo, raízes

46 **Abstract**

47 1. Various South African grasses are currently considered wide-spread invasive
48 species in numerous locations worldwide. In Southern Brazil grasslands,
49 *Eragrostis plana* is regarded as the most harmful invasive species, requiring the
50 development of efficient management methods and techniques to control its
51 spread without affecting its co-occurring native vegetation.

52 2. Here, we employed selective and non-selective clipping treatments of different
53 frequencies and evaluated their effects on grassland communities invaded by *E.*
54 *plana*. We conducted a randomized block experiment using thirty grassland
55 monoliths extracted from naturally invaded, native grassland communities
56 containing 50% cover of *E. plana*. Treatments combined two factors: selectivity
57 (clipping only the invasive species; clipping only native species; clipping all
58 species found in each monolith) and frequency (high or moderated) of clippings.
59 In each plot we evaluated the treatments' effects on plant community structure
60 and species diversity, total cover and root biomass of native and invasive species,
61 and root length of *E. plana* and of the dominant native grass *Paspalum notatum*.

62 3. Selectivity had a significant effect on all variables evaluated, while frequency
63 affected only *E. plana*'s root length.

64 4. *Eragrostis plana* cover was reduced regardless whether it was clipped selectively
65 or together with native species, while native species cover was reduced only if
66 they were clipped selectively. This suggests that the decreased native vegetation
67 cover which is often observed in invaded areas is mainly caused by grazing
68 selectivity, since cattle grazers tend to reject the slightly palatable *E. plana* and
69 consequently contributing to its dominance.

70 5. In this study, we demonstrated that the management of grazed invaded
71 grasslands is crucial to preserve native plant species diversity. Management by
72 clipping *E. plana* was proved to be efficient for controlling the invasion process
73 and recovering the native community. Further, we demonstrated the possibility
74 to couple grazing of invaded grasslands with conservation of native species
75 diversity, as long as it is accompanied by clipping of the invasive species.

76 **Key-words:** biological invasion, clipping management, grazing, invasive grasses, roots,
77 southern Brazil.

78 **Introdução**

79 Os impactos ambientais causados por espécies invasoras vêm crescendo
80 rapidamente durante as últimas décadas (Butchart et al., 2010). Por meio da competição
81 com outras espécies e alteração de habitat, os processos de invasão podem causar a
82 extinção de espécies locais e a perda de serviços ecossistêmicos (Vilà et al., 2010). As
83 gramíneas sul-africanas estão entre as plantas invasoras mais prejudiciais e amplamente
84 distribuídas no mundo (Visser et al., 2016). Por serem consideradas mais tolerantes ao
85 pastejo e palatáveis aos herbívoros, estas espécies foram e têm sido introduzidas em
86 diversas regiões do mundo (Lonsdale, 1994; Mack & Erneberg, 2002). Nos Campos do
87 Sul do Brasil, o caso de invasão mais preocupante é o da espécie *Eragrostis plana* Nees
88 (Medeiros & Focht, 2007; Guido et al., 2016), que juntamente com diversos outros
89 fatores (ver Oberbeck et al., 2007), representa um risco à conservação do bioma.

90 Localmente chamada de “capim-annoni”, a espécie foi introduzida
91 acidentalmente no Estado do Rio Grande do Sul em 1957 como contaminante de outras
92 sementes (Ferreira, Medeiros & Favreto, 2008) e então passou a ser difundida e
93 comercializada por Ernesto Annoni como opção forrageira (Medeiros et al., 2009). Sua
94 comercialização foi banida em 1979 pelo Ministério da Agricultura (Reis & Coelho, 2000)
95 após ter sido reconhecida como de baixo valor forrageiro, grande potencial invasor e de
96 difícil erradicação (Reis & Oliveira, 1978). Em 2004, já se estimava uma área invadida de
97 mais de 1 milhão de hectares somente no estado do Rio Grande do Sul (Medeiros, Pillar
98 & Reis, 2004). Além de suas amplas ocorrências em estados brasileiros e no Uruguai,
99 modelos bioclimáticos indicam um grande potencial de expansão para diversas regiões
100 da América do Sul, como Andes, Argentina, Bolívia e Paraguai (Barbosa et al., 2013).

101 *Eragrostis plana* apresenta diversos atributos que potencializam seu processo de
102 invasão (Barbosa et al., 2013), como rápido crescimento, longa fase reprodutiva (Reis &
103 Coelho, 2000) e banco de sementes persistente (Ferreira, Medeiros & Favreto, 2008).
104 Outro fator alarmante é que grande parte dos remanescentes de campos nativos da
105 região são utilizados para a produção pecuária, cenário onde a espécie, por apresentar
106 baixo valor nutritivo e baixa palatabilidade, acaba sendo rejeitada pelos animais
107 pastadores (Medeiros & Focht, 2007, Bremm et al., 2016). Isto oferece a *Eragrostis plana*
108 vantagens competitivas em relação às plantas nativas, permitindo sua expansão por
109 meio de uma grande produção de sementes (Medeiros et al., 2009). A dominância da
110 espécie na região é extremamente indesejada, pois além de suprimir a vegetação nativa,
111 diminui o valor forrageiro dos campos naturais utilizados como pastagem.

112 Um dos grandes desafios para o combate à invasão de ecossistemas por
113 gramíneas é o desenvolvimento de técnicas que minimizem os impactos indesejados
114 sobre a vegetação nativa (Keeley, 2015). Entre os métodos de controle mais estudados
115 atualmente estão (1) a aplicação de herbicidas, (2) uso de queimadas programadas e (3)
116 emprego de manejos pastoris (Sheley et al. 2014). Diversos estudos vêm demonstrando
117 os efeitos positivos dessas técnicas para a recuperação de ambientes campestres
118 invadidos por gramíneas exóticas (Nyamai et al. 2011, Keeley, 2015, Sheley et al. 2014).

119 A invasibilidade dos campos à *Eragrostis plana* é dependente dos regimes de
120 manejo empregados. Focht (2008) demonstrou que o pastejo contínuo propicia maior
121 invasão se comparado ao pastejo rotativo, e que campos excluídos de pastejo
122 apresentam níveis mínimos de invasão. Segundo esses resultados, manter o campo sem
123 qualquer prática de pastejo e distúrbio tenderia a conter a invasão de *Eragrostis plana*.

124 Por outro lado, além de representar a base da economia tradicional da região (Nabinger
125 et al., 2000), o pastejo em níveis moderados aumenta a coexistência de espécies,
126 resultando em campos mais ricos e diversos e permitindo a ocorrência de espécies
127 nativas características de áreas campestres (Boldrini & Eggers, 1996). O estudo de
128 técnicas que aliem o controle da invasão de *Eragrostis plana* com o pastejo sustentável
129 é ainda necessário e pode permitir uma maior conservação destes campos.

130 Grande parte da competição entre plantas ocorre através das estruturas
131 subterrâneas (Faget et al., 2013). Como *Eragrostis plana* apresenta comparativamente
132 maior biomassa de raízes do que as gramíneas nativas, este pode ser um mecanismo
133 que confere vantagens competitivas à espécie invasora (Abichequer et al., 2009). Desta
134 forma, considerar os efeitos do pastejo seletivo também sobre o sistema de raízes em
135 campos invadidos pode ser crucial para se entender e controlar o processo de invasão
136 de *Eragrostis plana* nos Campos Sulinos.

137 Com este estudo, buscamos entender os efeitos de diferentes cenários de
138 pastejo simulado sobre o processo de invasão de *Eragrostis plana* em campos nativos.
139 Para tanto, foi conduzido um experimento utilizando leivas de vegetação campestre
140 natural parcialmente invadida onde se avaliou (1) os efeitos da frequência e (2) da
141 seletividade de corte da vegetação sobre a estrutura das comunidades invadidas,
142 cobertura da espécie invasora e das nativas, assim como seus investimentos em
143 biomassa de raízes. A escolha dos tratamentos foi motivada pelas seguintes perguntas:
144 O que acontece com a comunidade invadida ao decorrer de um cenário de pastejo
145 próximo ao real (corte apenas das espécies nativas, N)? Caso este cenário fosse inverso,
146 como a comunidade reagiria à invasão (corte apenas da espécie invasora, E)? Como a

147 comunidade invadida reagiria caso não houvesse seleção das espécies pastejadas (corte
148 de todas as espécies, T)? Diferentes frequências (a cada 200 e 600 graus-dia) de pastejo
149 intensificam esses processos?

150

151 **Material e Métodos**

152 Local de Estudo

153 As leivas do estudo foram retiradas de uma área de campo nativo invadido por
154 *E. plana*, com histórico de manejo contínuo com gado bovino e que está localizada na
155 Estação Agronômica da UFRGS (EEA-UFRGS), município de Eldorado do Sul, Rio Grande
156 do Sul. A vegetação local é composta principalmente por gramíneas C4 e ervas não
157 graminóides nas manchas pastejadas, e touceiras espaçadas com gramíneas cespitosas
158 e arbustos baixos (Guido & Pillar, 2017). O clima na região é subtropical e úmido, com
159 chuvas bem distribuídas ao longo das estações, apresentando uma média de 1455 mm
160 por ano. Fazendo parte do Bioma Pampa (IBGE, 2004), a vegetação característica da
161 região é de extensos campos entremeados com floresta principalmente ao longo das
162 margens dos rios (Boldrini, 2009).

163

164 Montagem do Experimento

165 A retirada das leivas seguiu a técnica de Bohm (1979), que consistiu na escavação
166 utilizando pá de corte, de um bloco íntegro de 50 x 50 cm a uma profundidade de 10
167 cm. Cada bloco foi localizado de maneira a apresentar vegetação campestre com uma
168 cobertura aproximada de 50% de *E. plana*. A profundidade de 10 cm garante a

169 integridade da maior parte das raízes das plantas campestres locais (Abichequer et al.,
170 2009). Após escavadas, as leivas foram retiradas do solo e transportadas até o local do
171 experimento. A montagem do experimento ocorreu em uma área aberta localizada na
172 Faculdade de Agronomia da UFRGS, Porto Alegre. A ampla exposição do experimento
173 ao sol permitiu uma melhor simulação das condições encontradas em campo.

174 Para a base do experimento, foi colocada uma lona plástica de 4 x 4 m sobre o
175 solo e, sobre ela, uma camada de 10 cm de brita para facilitar a drenagem da chuva.
176 Sobre a base, foram colocadas 30 caixas de madeira sem fundo, espaçadas em no
177 mínimo 10 cm entre si. Tais caixas apresentavam 20 cm de altura e foram preenchidas
178 até a metade com areia comercial (oferecendo espaço para o crescimento das raízes) e
179 então com as leivas transportadas.

180

181 Desenho Experimental

182 Foram utilizadas 30 leivas homogêneas (parcelas experimentais), as quais foram
183 arranjadas em um delineamento experimental em blocos casualizados. Os seis
184 tratamentos consistiram em regimes de cortes da vegetação a uma altura de 3 cm do
185 solo definidos pela combinação de dois fatores: (1) seletividade do corte (corte apenas
186 da vegetação nativa (N), corte apenas de *Eragrostis plana* (E), e corte de toda a
187 vegetação (T); e (2) frequência de cortes (a cada soma térmica de 200 graus-dia (200) e
188 de 600 graus-dia (600)). A unidade graus-dia corresponde à temperatura média diária
189 (média entre a temperatura mínima e máxima) acumulada durante um intervalo de
190 tempo em dias.

191 As 30 leivas foram alocadas a cinco blocos segundo a composição de espécies de
192 plantas, a fim de controlar os possíveis efeitos da composição inicial de espécies nos
193 resultados. Isso foi feito por meio de uma ordenação por Análise de Coordenadas
194 Principais (PCoA) com dados de cobertura de espécies do primeiro levantamento
195 florístico realizado antes do início das aplicações dos tratamentos. Os blocos foram
196 definidos de maneira a minimizar a dissimilaridade entre as parcelas dentro de cada
197 bloco. O tratamento aplicado a cada uma das parcelas experimentais de cada bloco foi
198 definido ao acaso no início do experimento. Assim, o experimento consistiu em 5
199 repetições (blocos) de 6 tratamentos (E200, N200, T200, E600, N600, T600).

200

201 Coleta de dados durante o experimento

202 O experimento foi conduzido de fevereiro a dezembro de 2017. As condições
203 climáticas foram naturais, mas todas as parcelas foram igualmente irrigadas (rega
204 manual) nos períodos mais quentes para evitar déficit hídrico extremo. A coleta dos
205 dados se restringiu a uma área útil de 40 x 40 cm localizada no centro de cada leiva, para
206 evitar possíveis efeitos de borda nos dados. Antes do início do experimento, toda a
207 vegetação nas parcelas foi cortada a 3 cm de altura para homogeneizar o potencial inicial
208 de competição entre as espécies. Além do levantamento inicial, durante o experimento
209 foram feitos dois levantamentos da cobertura das espécies nos meses de agosto e
210 dezembro. A cobertura de cada espécie foi determinada visualmente usando uma escala
211 de 0 a 10, sendo o intervalo de uma unidade na escala correspondente a 10% da parcela.
212 Devido a perturbação no solo provavelmente causada por animais de pequeno porte,
213 houve perda de duas parcelas com os tratamentos T200 e N600, de dois blocos distintos.

214 Ao fim do experimento, foram avaliadas as biomassas de raízes e parte aérea de cada
215 espécie ocorrente nas parcelas. Avaliamos também, em cada parcela, as profundidades
216 das raízes da espécie invasora *E. plana* e da espécie nativa mais frequente (*Paspalum*
217 *notatum* Flüggé).

218

219 Avaliações ao final do experimento

220 Com o fim do experimento, cada leiva (40 x 40 cm, correspondente à área útil da
221 parcela após o recorte da borda) foi imersa parcialmente por dois dias em recipiente
222 com água para soltar o solo preso às raízes. Em seguida, cada leiva foi lavada
223 manualmente com cuidado de forma a restar apenas as plantas, mas evitando sua
224 fragmentação. As plantas com as raízes foram assim levadas para laboratório e
225 separadas por espécie. Para cada espécie e parcela, parte aérea e raízes foram
226 separadas e colocadas em sacos para secagem em estufa a 60 graus Celsius por dois dias
227 e após pesadas. Para a obtenção da profundidade de raízes de *E. plana* e *P. notatum*,
228 cinco plantas de cada espécie por parcela foram selecionadas aleatoriamente e então
229 medidas.

230

231 Análise dos dados

232 Utilizando os dados de cobertura das espécies, foram analisados os efeitos dos
233 tratamentos na composição das comunidades de plantas por meio de Análise de
234 Variância Multivariada com teste de permutação (Pillar & Orlóci, 1996) para dois fatores
235 (Seletividade e Frequência) e sua interação. O mesmo método, na sua versão univariada

236 (ANOVA), foi também utilizado para a análise dos efeitos dos tratamentos na cobertura,
237 profundidade e biomassa de raízes de *E. plana* e de vegetação nativa. Todas as análises
238 foram feitas descartando-se os dados das duas parcelas perdidas e respeitando o
239 desenho amostral arranjado em blocos. Para cada teste utilizou-se 10.000 permutações
240 e todas as análises foram feitas por meio do software MULTIV, disponível em
241 <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/arquivos/Software/MULTIV/>.

242

243 Resultados

244 Cobertura e Diversidade de Espécies

245 A estrutura das comunidades (composição e cobertura das espécies) foi
246 fortemente modificada pela seletividade dos cortes ($p < 0.01$), porém a frequência destes

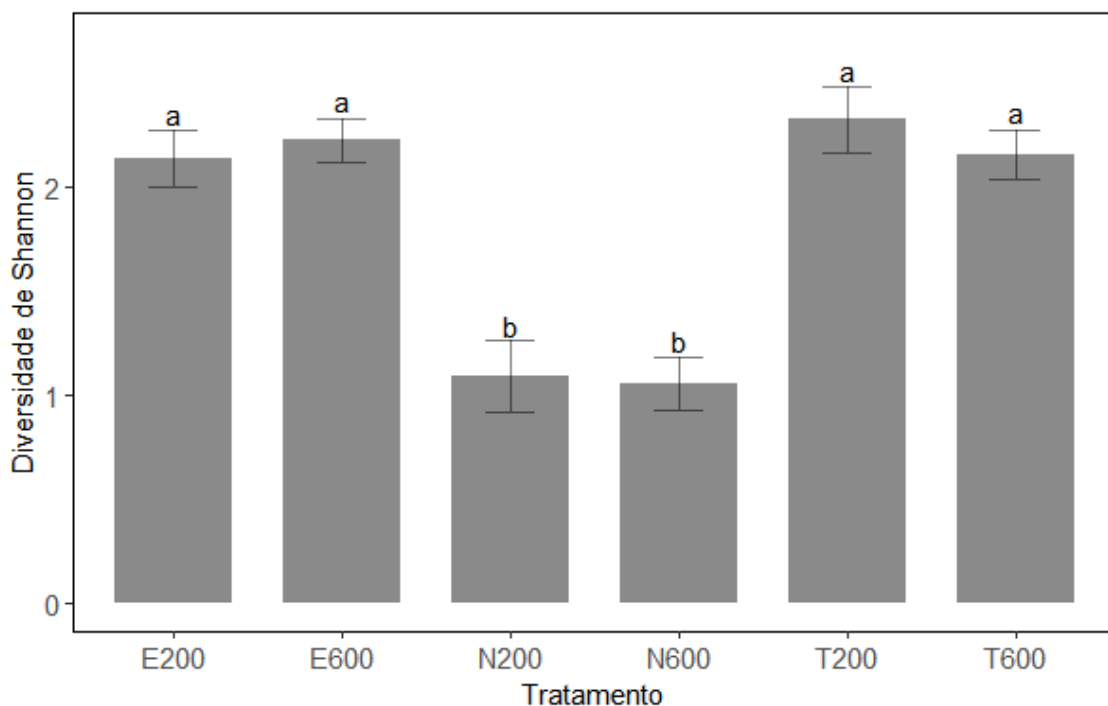


Figura 1. Diversidade de Shannon das comunidades e respectivos valores de erro padrão para cada tratamento de corte ao fim do experimento. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos.

247 não ocasionou diferenças significativas. Efeito semelhante foi observado na diversidade
248 de Shannon, que foi significativamente menor no cenário com corte apenas da
249 vegetação nativa (N), sem efeito detectável da frequência dos cortes (Fig. 1). Os
250 tratamentos de corte apenas da invasora ou de toda a vegetação apresentaram níveis
251 semelhantes de diversidade.

252 A cobertura total de *E. plana* nas comunidades foi afetada pela seletividade de
253 cortes para todos os contrastes pareados entre tratamentos ($p < 0.01$). A espécie
254 invasora aumentou sua cobertura nos tratamentos em que não sofreu cortes (N) e
255 diminuiu naqueles em que foi cortada (E e T), porém de forma mais acentuada quando
256 as espécies nativas tinham livre crescimento (E) (Fig. 2). A cobertura total das espécies
257 nativas também foi afetada pela seletividade dos cortes ($p < 0.01$), mas não para todos

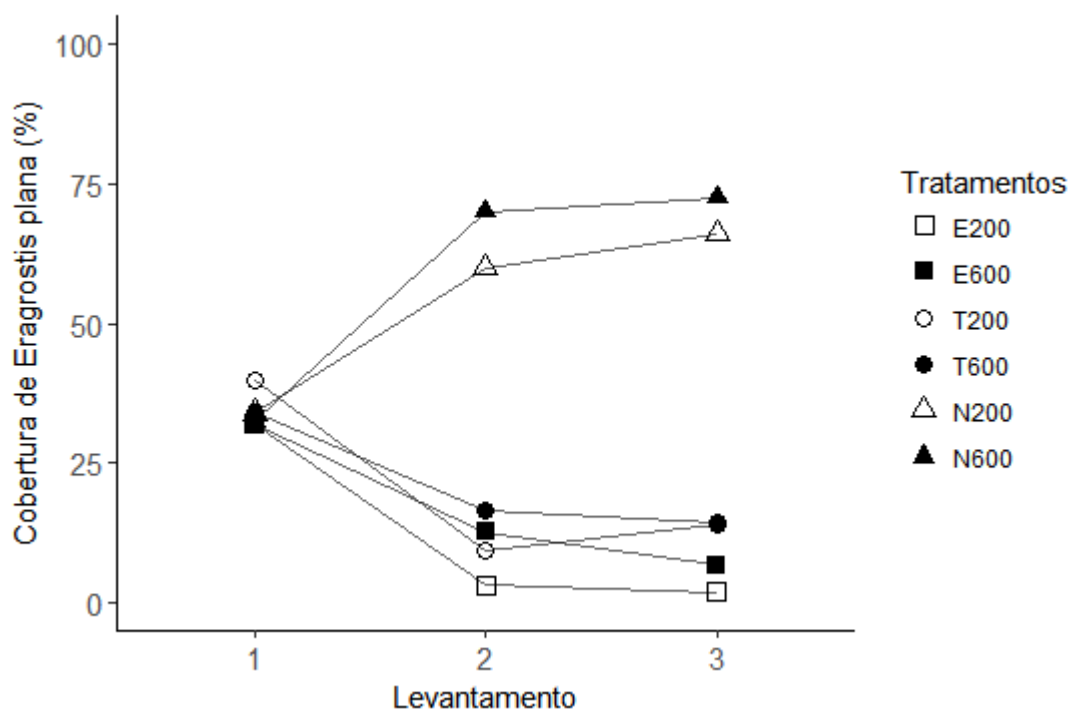


Figura 2. Cobertura de *Eragrostis plana* em cada tratamento ao longo dos levantamentos realizados durante o experimento. O primeiro levantamento ocorreu antes do início das aplicações dos cortes.

258 os contrastes: diminuiu nos tratamentos em que *E. plana* tinha livre crescimento (N) e
 259 aumentou igualmente tanto naqueles em que não sofria cortes (E) quanto nos que sofria
 260 cortes juntamente com a espécie invasora (T) (Fig. 3). Nesses tratamentos, a cobertura

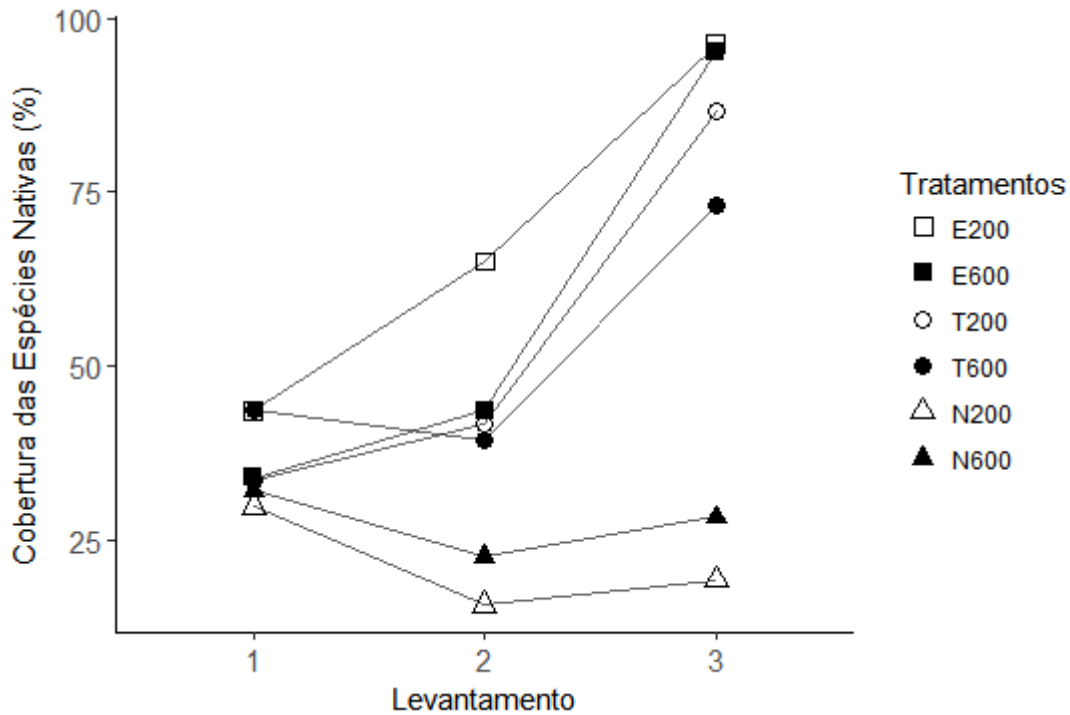


Figura 3. Cobertura da vegetação nativa em cada tratamento durante a realização do experimento (fevereiro a dezembro de 2017). O primeiro levantamento ocorreu antes do início das aplicações dos tratamentos.

261 de *E. plana* modificou-se para mais (N) ou para menos (T, E) até o segundo levantamento
 262 (agosto), mantendo-se constante logo após (Fig. 2). A frequência de cortes não teve
 263 efeito nas coberturas totais das espécies nativas e invasora.

264

265 Biomassa de Raízes

266 A biomassa total de raízes das comunidades foi afetada pela seletividade de
 267 cortes ($p < 0.01$) mas não pela frequência. Os cenários com corte apenas da vegetação

268 nativa (N) apresentaram maior biomassa de raízes, seguidos daqueles com corte apenas
269 de *E.plana* (E) e então com corte de toda a vegetação (T) (Fig. 4).

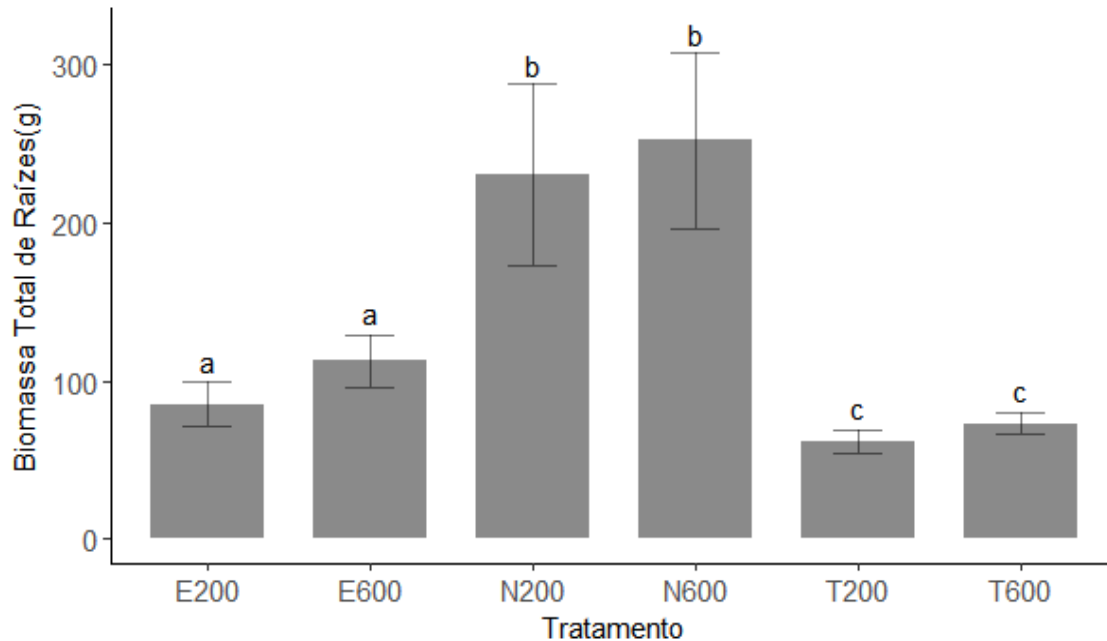


Figura 4. Biomassa total de raízes para cada tratamento de corte ao fim do experimento. Linhas representam o erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos.

270 Houve efeito significativo da seletividade dos cortes na biomassa de raízes da
271 espécie invasora ($p < 0.01$), que foi maior quando as espécies nativas foram cortadas
272 seletivamente, mas não houve diferença entre os tratamentos quando a espécie
273 invasora foi cortada (E e T) ($p = 0.56$) (Fig. 5a). A seletividade dos cortes também
274 modificou a biomassa total de raízes das espécies nativas ($p < 0.01$), porém,
275 diferentemente da cobertura, houve efeito significativo para todos os contrastes
276 pareados: a biomassa de raízes nativas foi maior quando apenas a espécie invasora era
277 cortada (E), seguida de toda a vegetação cortada (T), e então do corte seletivo das

278 espécies nativas (N) (Fig. 5b). As frequências de cortes avaliadas não foram capazes de
279 modificar o investimento em biomassa de raízes.

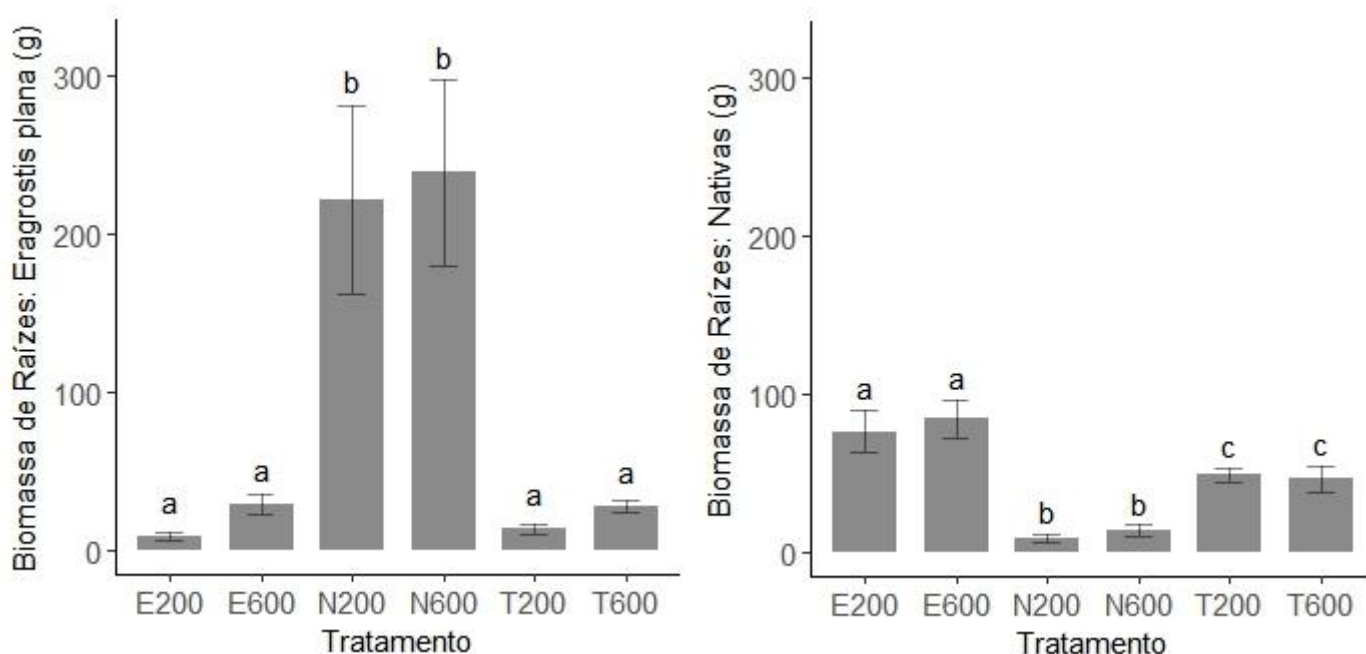


Figura 5. Biomassa de raízes de *Eragrostis plana* e das espécies nativas para cada tratamento de corte ao fim do experimento. Linhas representam o erro padrão e letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos.

280

281 Profundidade de Raízes

282 A seletividade e frequência dos cortes modificou a profundidade de raízes de *E.*
283 *plana*: a profundidade diminuiu nos tratamentos em que a espécie invasora era cortada
284 (E e T), e este efeito foi maior nos tratamentos de maior frequência (200) (Fig. 6a). A
285 profundidade das raízes de *P. notatum* respondeu apenas à seletividade dos cortes,
286 diminuindo nos tratamentos em que apenas a vegetação nativa era cortada (N) (Fig. 6b).

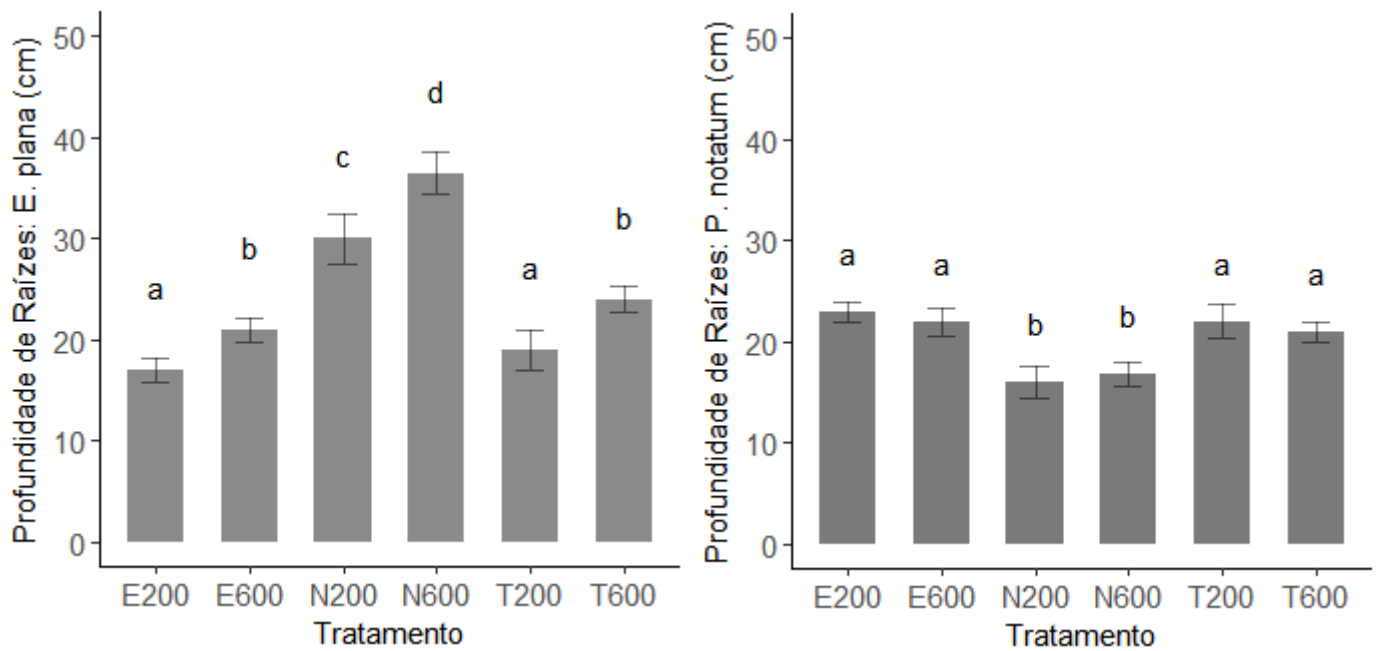


Figura 6. Profundidade média das raízes de *Eragrostis plana* e de *Paspalum notatum* para cada tratamento de corte ao fim do experimento. Linhas representam o erro padrão e letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos.

287

288 **Discussão**

289 O uso de diferentes técnicas de manejo pastoril vem demonstrando importante
 290 potencial no controle de populações de gramíneas invasoras (DiTomaso et al. 2008;
 291 Launchbaugh et al. 2006), em alguns casos sendo capaz de diminuir a cobertura da
 292 espécie invasora em até 40% (Skaer et al. 2013). Reforçamos aqui a dificuldade de se
 293 alcançar tais resultados no controle da invasão de gramíneas como *E. plana*, devido à
 294 rejeição apresentada pelos animais pastadores a tais espécies em detrimento de plantas
 295 nativas. Em contrapartida, nossos resultados sugerem que sistemas de manejo pastoril
 296 que estimulem o animal pastador a apresentar menor seletividade alimentar tendem a
 297 apresentar maior eficácia no controle de *E. plana*.

298 Além disso, demonstramos o potencial do manejo através de cortes da
299 vegetação para a manutenção da diversidade florística em campos invadidos utilizados
300 para pastejo. A dominância da espécie invasora nos tratamentos que simularam o
301 cenário real, em que bovinos tenderiam a evitar o pastejo de *E. plana*, acabou
302 suprimindo a vegetação nativa, resultando em menores valores de riqueza e diversidade
303 de espécies. O padrão de perda de diversidade acompanhado da invasão por gramíneas
304 é bem conhecido em diversas regiões do mundo (D'Antonio & Vitousek, 1992) e já foi
305 documentado para o caso de *E. plana* (Guido & Pillar, 2017). Nosso experimento indica
306 também a possibilidade de controle da invasão do *E. plana* por meio de cortes
307 periódicos da espécie invasora: apesar de não ter sido excluída, a cobertura de *E. plana*
308 diminuiu consideravelmente naquelas comunidades em que havia o corte da espécie e
309 livre crescimento da vegetação nativa, bem como naqueles em que toda a comunidade
310 era cortada.

311 O decréscimo da cobertura da espécie invasora aliado ao aumento de cobertura
312 nativa nos tratamentos em que toda a vegetação sofria cortes indica uma maior
313 tolerância da vegetação nativa ao pastejo. Como consequência desse resultado, dois
314 fatores relacionados à dominância de *E. plana* provavelmente explicam a acentuada
315 exclusão e perda de cobertura das espécies nativas nos cenários em que os cortes eram
316 exclusivamente aplicados às espécies nativas. Um possível fator é o sombreamento: o
317 hábito entouceirado da espécie invasora faz com que seu livre crescimento limite a
318 entrada de luz para o restante da comunidade, prejudicando o desenvolvimento das
319 espécies nativas cortadas. Outro possível fator é decorrente da grande produção de
320 raízes da espécie invasora nesses tratamentos, que pode ter resultado em limitação de
321 espaço e de captação de recursos para o desenvolvimento de raízes das espécies

322 nativas. Este efeito foi previamente indicado como tendo possível influência no sucesso
323 de gramíneas invasoras em ecossistemas campestres (Balogianni et al., 2014).

324 Nossos resultados indicam que campos invadidos por *E. plana* tendem a
325 apresentar maior biomassa de raízes do que campos nativos sem essa espécie invasora.
326 Em campos pastejados, este padrão decorre principalmente da seletividade dos animais,
327 tendo em vista que a grande produção de raízes da espécie invasora ocorreu somente
328 nos cenários em que esta tinha crescimento livre. Por outro lado, os cenários com livre
329 crescimento da vegetação nativa não atingiram níveis similares de investimento em
330 raízes, o que reforça evidências de que a espécie invasora possui um sistema de raízes
331 mais desenvolvido se comparado às espécies nativas (Abichequer et al., 2009). Além
332 disso, em nosso estudo, os cenários com corte de toda a vegetação apresentaram os
333 menores valores de biomassa de raízes, demonstrando o efeito negativo do pastejo
334 sobre a produção de raízes tanto das espécies nativas quanto da invasora. Os cortes
335 aplicados resultaram também em menores profundidades de raízes tanto para *P.*
336 *notatum* quanto para *E. plana*, porém, uma maior frequência dos cortes intensificou
337 este efeito apenas para a espécie invasora. Menor biomassa e profundidade de raízes
338 pode limitar o volume de solo disponível para a captação de nutrientes e água do solo,
339 diminuindo o potencial de competição da planta invasora por recursos.

340 Esse estudo fornece importantes ferramentas para a conservação de campos
341 nativos. Nossos resultados sugerem que a aplicação de cortes sobre *E. plana* é um
342 método efetivo de controle da invasão. A aplicação de herbicida é hoje o principal
343 método de controle das populações de *E. plana* na região, porém, em um estudo
344 comparativo, Guido & Pillar (2017) demonstraram que este método teve a mesma

345 eficácia que a aplicação de cortes rentes ao solo. Como a aplicação de herbicidas pode
346 ter efeito também sobre as espécies nativas que coocorrem com a invasora, o uso do
347 controle da invasora por meio de cortes pode significar uma melhor conservação dos
348 ecossistemas campestres.

349 Para garantir a eficácia do controle por meio de cortes, é importante considerar
350 a frequência das aplicações, pois uma maior frequência demonstrou ter maiores efeitos
351 sobre as raízes da planta invasora. Além disso, durante a fase reprodutiva, é importante
352 adaptar a frequência dos cortes a fim de evitar a formação de inflorescências e sementes
353 da espécie invasora, evitando-se assim o aumento da pressão de propágulos. Os
354 resultados do nosso estudo também sugerem a possibilidade de aliar o pastejo em
355 campos invadidos com a manutenção da vegetação nativa, desde que seja
356 acompanhado de cortes da espécie invasora. Contudo, o desenvolvimento de estudos
357 testando esta ideia em cenários de pastejo real são ainda necessários para que se
358 garanta a viabilidade e eficácia do método. Entre os fatores a serem testados, pode-se
359 citar: (1) a altura e a frequência dos cortes, tendo em vista a viabilidade das aplicações
360 e o controle esperado da espécie invasora; (2) o nível e extensão da invasão em que o
361 controle através de cortes apresente a eficácia esperada; e (3) a viabilidade econômica
362 para a aplicação do método em escalas maiores.

363 **Contribuições dos Autores**

364 As ideias e a metodologia do trabalho foram desenvolvidas por todos os
365 autores. Rafael Martell coletou os dados e foi responsável pelas análises. O texto foi
366 redigido por Rafael Martell e revisado por Valério Pillar e Vasiliki Balogianni.

Referências Bibliográficas

- Abichequer, A. D., Bicca, A.M.O., Medeiros, C.M.O., Saraiva, K. M. (2009) Crescimento e distribuição de raízes de capim-annoni-2 e do campo nativo: vantagem competitiva do capim-annoni-2? *Pesquisa Agropecuária Gaúcha*, 15, 7-12.
- Balogianni, V.G., Wilson, S.D., Vaness, B.M., MacDougall, A.S. & Pinno, B.D. (2014) Different Root and Shoot Responses to Mowing and Fertility in Native and Invaded Grassland. *Rangeland Ecology and Management*, 67(1), 39-45.
- Barbosa, F.G., Pillar, V.D., Palmer, A. & Melo, A.S. (2013) Predicting the current distribution and potential spread of the exotic grass *Eragrostis plana* Nees in South America and identifying a bioclimatic niche shift during invasion. *Austral Ecology*, 38, 260–267.
- Bohm, W. (2009) *Methods of Studying Root Systems*. New York: Springer-Verlag.
- Boldrini, I. I. & Eggers, L. (1996) Vegetação campestre do sul do Brasil: dinâmica de espécies à exclusão do gado. *Acta Botanica Brasilica*, 10, 37-50.
- Boldrini, I.I. (2009) A flora dos campos do Rio Grande do Sul. Campos Sulinos – Conservação E Uso Sustentável Da Biodiversidade (eds V. P. Pillar, S. C. Müller, Z. M. S. Castilhos & A. V. A. Jacques), pp. 63–77. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.
- Bremm, C., Carvalho, P.C.F., Fonseca, L., Amaral, G.A., Mezzalira, J.C., Perez, N.B., Nabinger, C., Laca, E.A. (2016) Diet switching by mammalian herbivores in response to exotic grass invasion. *PLoS One*, 11, e0150167.

- Butchart, S. H. M. et al. (2010) Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328, 1164–1168.
- D'Antonio, C.M. & Vitousek, P.M. (1992) Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23, 63-87.
- DiTomaso, J.M., Kyser, G.B., George, M.R., Doran, M.P., Laca, E.A. (2008) Control of medusahead (*Taeniatherum caput-medusae*) using timely sheep grazing. *Invasive Plant Science and Management*, 1, 241–247.
- Faget, M., Nagel, K.A., Walter, A., Herrera, J.M., Jahnke, S., Schurr, U., Temperton, V.M. (2013) Root–root interactions: extending our perspective to be more inclusive of the range of theories in ecology and agriculture using in-vivo analyses. *Annals of Botany*, 112, 253-266.
- Ferreira, N. R., Medeiros R. B. & Favreto R. (2008) Banco de sementes do solo de margem viária dominada por capim-annoni-2 e sujeito ao controle com distúrbios no solo e introdução de gramíneas. *Revista Brasileira de Sementes*, 30, 54–63.
- Focht T. (2008) Ecologia e dinâmica do capim-annoni-2 (*Eragrostis plana Nees*), uma invasora dos Campos Sulinos: prevenção da sua expansão. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.
- Guido, A. & Pillar, V.D. (2017) Invasive plant removal: assessing community impact and recovery from invasion. *Journal of Applied Ecology*, 57, 1230-1237.

Guido, A., Vélez-Martin, E., Overbeck, G.E., Pillar, V.D. (2016) Landscape structure and climate affect plant invasion in subtropical grasslands. *Applied Vegetation Science*, 19, 600-610.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2004) Mapa de Biomas do Brasil. Disponível em <http://www.ibge.gov.br>; acessado em abril de 2018.

Keeley, J.E. (2015) Attacking invasive grasses. *Applied Vegetation Science*, 18, 541–542.

Launchbaugh, K.L., Daines, R.J., Walker, J.W. (2006) Targeted Grazing: A Natural Approach to Vegetation Management and Landscape Enhancement. Centennial, CO: American Sheep Industry Association 199 p. Disponível em <https://www.webpages.uidaho.edu/rx-grazing/Handbook/ASITargetGrazingBook2006.pdf>. Acessado em fevereiro de 2019.

Lonsdale, W.M. (1994) Inviting trouble: introduced pasture species in northern Australia. *Australian Journal of Ecology*, 19, 345–354.

Mack, R.N. & Erneberg, M. (2002) The United States naturalized flora: largely the product of deliberate introductions. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89, 176–189.

Medeiros, R.B. & Focht, T. (2007) Invasão, prevenção, controle e utilização do capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Agropecuária Gaúcha*, 13, 105–114.

Medeiros, R.B., Pillar V.P. & Reis J. C. L. (2004) Expansão de *Eragrostis plana* Nees (capim-annoni-2) no Rio Grande do Sul e indicativos de controle. Reunión del grupo técnico

regional del Cono Sul en mejoramiento y utilización de los recursos forrajeros del área tropical y subtropical. *Grupo Campos*, 20, 208–11.

Medeiros, R. B., Saibros J. C. & Focht T. (2009) Invasão de capim-annoni (*Eragrostis plana* Nees) no bioma Pampa do Rio Grande do Sul. *Campos Sulinos – Conservação E Uso Sustentável Da Biodiversidade* (eds V. P. Pillar, S. C. Müller, Z. M. S. Castilhos & A. V. A. Jacques), pp. 317–330. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.

Nabinger, C., Moraes A. & Maraschin G.E. (2000) Campos in Southern Brazil. *Grassland ecophysiology and grazing ecology* (eds G. Lemaire, J.G. Hodgson, A. Moraes & G.E. Maraschin), pp. 355-376. CABI Publishing Wallingford.

Nyamai, P.A., Prather, T.S. & Wallace, J.M. (2011) Evaluating Restoration Methods across a Range of Plant Communities Dominated by Invasive Annual Grasses to Native Perennial Grasses. *Invasive Plant Science and Management*, 4, 306–316.

Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V.D., Blanco, C.C., Boldrini, I.I., Both, R. & Forneck, E.D. (2007) Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9, 101–116.

Pillar, V.D. & Orlocci, L. (1996) On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. *Journal of Vegetation Science* 7: 585–592.

Reis, J.C.L. & Coelho, R.W. (2000) Controle do capim-annoni-2 em campos naturais e pastagens. *EMBRAPA Clima Temperado, Circular Técnica*, Pelotas, Brasil.

Reis, J.C.L. & Oliveira, O.L.P. (1978) Considerações sobre o Capim Annoni 2. *EMBRAPA-UEPAE Bagé, Circular Técnica*, Bagé, Brasil.

- Skaer, M.J., Graydon, D.J. & Cushman, J.H. (2013) Community-level consequences of cattle grazing for an invaded grassland: variable responses of native and exotic vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 24, 332–343.
- Sheley, R., Sheley, J., Smith, B. (2014) Cost/Benefit Analysis of Managing Invasive Annual Grasses in Partially Invaded Sagebrush Steppe Ecosystems. *Weed Science*, 62, 38-44.
- Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S. et al. (2010) How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8, 135–144.
- Visser, V., Wilson, J. R., Fish, L., Brown, C., Cook, G. D., Richardson, D. M. and Beaumont, L. (2016) Much more give than take: South Africa as a major donor but infrequent recipient of invasive non-native grasses. *Global Ecology and Biogeography*, 25, 679-692.

Conclusão Geral

Com esse estudo, reforçamos a necessidade de se manejar campos invadidos por *Eragrostis plana* para a manutenção de sua diversidade florística. Além disso, demonstramos que o manejo da espécie invasora por meio de cortes da vegetação pode ser um método eficiente para controlar o processo de invasão: apesar de não ter sido excluída das comunidades, a cobertura de *Eragrostis plana* foi consideravelmente reduzida nos tratamentos em que a espécie sofreu cortes. O corte da espécie invasora aliado ao livre crescimento da vegetação nativa teve maior eficácia na diminuição do nível de invasão das comunidades e, portanto, demonstrou ser o método apropriado para a recuperação da vegetação nativa em campos invadidos. Por outro lado, o corte de toda a vegetação das comunidades também foi capaz de diminuir o nível de invasão e recuperar a vegetação nativa, indicando a possibilidade de se aliar o pastejo em campos invadidos com a manutenção da comunidade nativa, desde que esse seja acompanhado do manejo da espécie invasora.

Ao considerarmos os efeitos dos tratamentos sobre o sistema de raízes das comunidades, demonstramos uma menor tolerância da espécie invasora ao manejo por meio de cortes periódicos. Com isso, a diminuição da biomassa e profundidade de raízes de *Eragrostis plana*, causada pelo manejo por meio de cortes, pode resultar em um menor potencial de competição para a planta invasora, o que pode ajudar na prevenção do seu processo de invasão.

A partir disso, contribuímos para um melhor entendimento sobre o processo de invasão de *Eragrostis plana* sobre campos pastejados do sul do Brasil. Indicamos que o manejo através de cortes periódicos da espécie invasora pode ser uma importante ferramenta para o controle do seu processo de invasão e para a conservação desses

ambientes. Além disso, ao avaliarmos os efeitos de cortes da vegetação também sobre o sistema de raízes, obtivemos resultados mais completos em relação às respostas das comunidades aos tratamentos empregados. Estudos futuros devem testar este método de controle em cenários reais de pastejo, para que sua eficácia seja comprovada e assim possa ser utilizado para a recuperação dos campos invadidos e para o controle de futuros processos de invasão. Experimentos de laboratório também devem ser realizados para avaliar o efeito de cortes da vegetação sobre o potencial de competição de raízes da espécie invasora e das espécies nativas.

Material Suplementar



Figura S1. Foto retirada no início do experimento logo após sua instalação.



Figura S2. Foto retirada ao final do experimento.



Figura S3. Foto retirada durante o experimento. Parcela com tratamento T600.



Figura S4. Foto retirada durante o experimento. Parcela com tratamento E600.



Figura S5. Foto retirada durante o experimento. Parcela com tratamento N200.



Figura S6. Foto do local de retirada das leivas utilizadas no experimento.

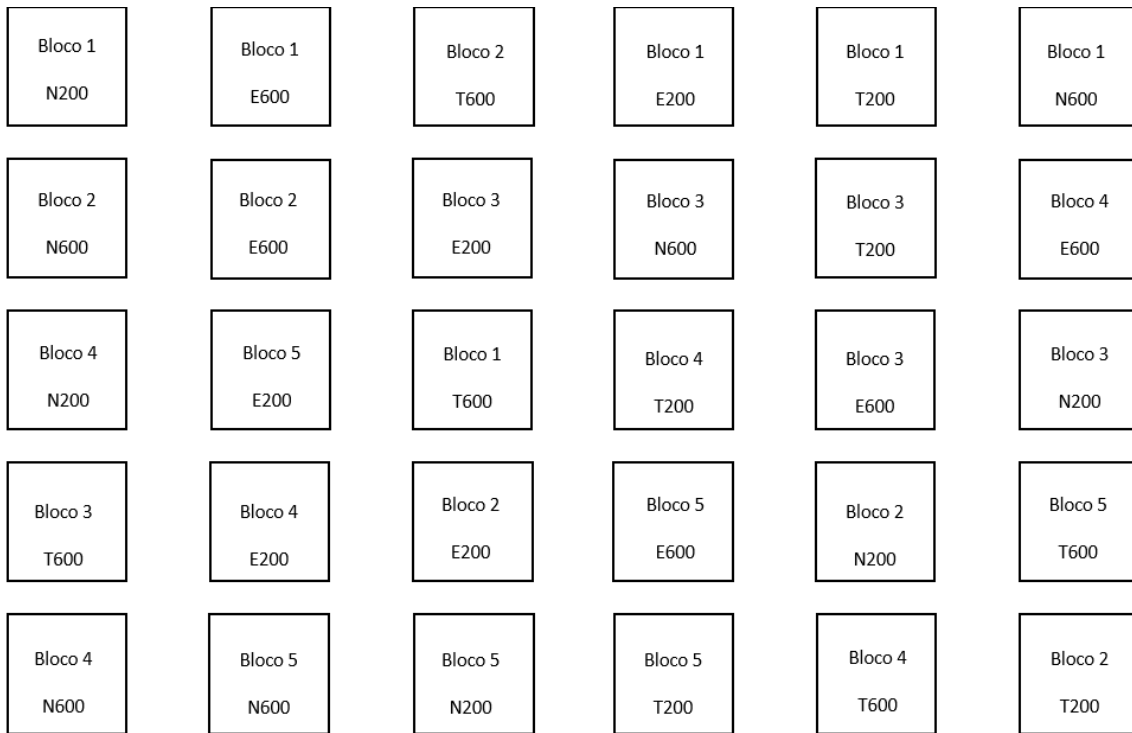


Figura S7. Delineamento experimental. Parcelas T200 (bloco 3) e N600 (bloco 4) foram perdidas.

Tabela S1. Cobertura total da espécie invasora e das nativas em cada tratamento ao longo dos levantamentos realizados no experimento.

Cobertura das espécies												
Terceiro Levantamento												
Tratamentos	E200		N200		T200		E600		N600		T600	
	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas
Bloco1	0.1	10	7	2.5	3	11.1	0.4	11.3	9	1.7	3	7.9
Bloco2	0.1	11.4	7	2.4	0.2	8	0.2	5	6	1.6	0.2	5
Bloco3	0.4	11.5	4	2.3	NA	NA	0.4	13.5	8	5	2	14.4
Bloco4	0.2	8.1	9	0.6	2	9.4	2	11.5	NA	NA	1	3.7
Bloco5	0.2	7.1	6	1.8	0.4	6.1	0.4	6.3	6	3	1	5.5
Segundo Levantamento												
Tratamentos	E200		N200		T200		E600		N600		T600	
	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas
Bloco1	0.2	7.6	7	1.5	0.4	4.9	0.4	3.4	8	1.3	2	4
Bloco2	0.2	6.6	5	2.2	1	4.8	1	4.4	6	3.8	0.2	3.7
Bloco3	0.4	7.7	4	1.8	NA	NA	1	6.8	8	1.4	2	2.7
Bloco4	0.4	4.5	9	0.7	0.4	2.8	3	4.4	NA	NA	2	4.5
Bloco5	0.4	6.1	5	1.6	2	4.2	1	2.8	6	2.5	2	4.8
Primeiro Levantamento												
Tratamentos	E200		N200		T200		E600		N600		T600	
	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas
Bloco1	3	4.6	3	2.4	3	3	3	2.9	3	3.5	3	2.9
Bloco2	3	4.7	2	3.7	3	4	3	4.2	3	2.9	3	6.9
Bloco3	2	3.9	3	4.2	3	2.9	2	3.3	3	2.1	2	3.5
Bloco4	4	4.5	5	1.5	5	1.6	4	2.8	3	6.9	5	5
Bloco5	4	4.1	4	3.1	5	4.8	4	3.8	4	4.3	4	3.6

Tabela S2. Valores de Diversidade de Shannon para cada tratamento ao fim do experimento

Diversidade de Shannon						
Terceiro Levantamento						
Tratamentos	E200	N200	T200	E600	N600	T600
Bloco1	2.63	1.09	2.45	2.26	0.71	2.09
Bloco2	2.09	1.09	2.20	2.22	0.90	2.64
Bloco3	2.13	1.28	NA	2.63	1.23	2.15
Bloco4	2.17	0.29	1.99	2.04	NA	2.46
Bloco5	1.77	1.07	2.73	2.09	1.21	2.02

Tabela S3. Biomassa total de Raízes da espécie invasora e das nativas em cada tratamento ao fim do experimento.

Biomassa de Raízes												
Tratamentos	E200		N200		T200		E600		N600		T600	
	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas	<i>E.plana</i>	Nativas
Bloco1	14.07	70.31	201.57	5.2	19.63	55.39	25.83	87.35	311.11	14.28	29.43	57.7
Bloco2	14.26	96.89	175.63	5.93	15.68	58.02	27.18	108.57	98.02	24.14	12.92	72.4
Bloco3	9.65	83.87	130.46	11.09	NA	NA	27.47	101.88	189.73	9.85	25.96	25.66
Bloco4	2.41	101.07	455.36	1.42	4.98	39.37	51.68	84.84	NA	NA	34.04	39.92
Bloco5	3.29	28.19	147.04	17.21	12.54	42.27	10.2	38.19	356.74	6.04	32.8	33.96

Tabela S4. Profundidade média das raízes de *Eragrostis plana* e de *Paspalum notatum* em cada tratamento ao fim do experimento.

Tratamentos	Profundidade de Raízes											
	E200		N200		T200		E600		N600		T600	
	<i>E.plana</i>	<i>P.notatum</i>	<i>E.plana</i>	<i>P.notatum</i>	<i>E.plana</i>	<i>P.notatum</i>	<i>E.plana</i>	<i>P.notatum</i>	<i>E.plana</i>	<i>P.notatum</i>	<i>E.plana</i>	<i>P.notatum</i>
Bloco1	20	23	28	13	11	19	17	22	40	17	24	23
Bloco2	14	23	42	16	19	25	21	23	40	19	21	20
Bloco3	17	22	29	17	NA	NA	19	28	33	13	24	21
Bloco4	21	25	32	9	19	25	21	21	NA	NA	28	25
Bloco5	17	19	30	17	19	19	24	20	33	16.5	28	20

Tabela S5. Cobertura total de espécies das comunidades em cada parcela no primeiro levantamento florístico. NI = Espécie não identificada.

Bloco	Bloco 1						Bloco 2						Bloco 3					
	Tratamento	A200	N200	T200	A600	N600	T600	A200	N200	T200	A600	N600	T600	A200	N200	T200	A600	N600
<i>Andropogon lateralis</i>	0.2	1	0	0.4	0	2	0.4	0.2	0.4	0.4	0.4	0	0.2	0.4	0.4	0	0.4	0
<i>Axonopus affinis</i>	0	0	0.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0.2	0	0	0.4
<i>Borreria verticillata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1
<i>Bulbostylis sphaerocephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0.2	1	0	0	0	0.4	1	1	0.2	0.4
<i>Carex sp.</i>	0.1	0	0.2	0	0.2	0	0	0	0	0.1	0.1	2	0	0.1	0	0.1	0	0
<i>Centella asiatica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.4	0	0	0	0	0
<i>Chevreulia acuminata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coelorachis seloana</i>	0	0.2	0	0.2	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0
<i>Commelina sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cuphea glutinosa</i>	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0
<i>Cyperaceae sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyperaceae sp.2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodium incanum</i>	0.2	0.2	0.4	1	1	0.1	1	0.2	1	0.4	0.1	0.4	0.2	1	1	1	1	1
<i>Dichantelium sabulorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0
<i>Digitaria sp.1</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eleocharis viridans</i>	1	0	0.1	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0
<i>Elephantopus mollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0
<i>Eragrostis plana</i>	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	2	3	3	2	3	2
<i>Fimbristylis autumnalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	1	0.2	0	0	0	0.4
<i>Galium hirtum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1
<i>Hypoxis decumbens</i>	0	0	0	0.1	1	0.2	0.1	0	0.1	0	0	0.1	0	0.1	0.1	0	0.1	0.1
<i>Kyllinga odorata</i>	0.1	0	0.4	0	0	0.1	0	0	0.1	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum dilatatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum notatum</i>	0.4	0.4	1	1	1	0.4	2	2	2	2	2	2	0.4	0.4	0	1	0	0.4
<i>Paspalum paucifolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0
<i>Paspalum plicatulum</i>	1	0.1	0.4	0	0.1	0	1	0	0	0	0	1	0	0.1	0	0.2	0.2	0

<i>Paspalum pumilum</i>	0.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piptochaetium montevidense</i>	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0
<i>Rhynchospora sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Richardia humistrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ruellia hypericoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Setaria parviflora</i>	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0.2	0	0	0	0.4	0	0	0	0	0.4
<i>Sisyrinchium micranthum</i>	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Steinchisma hians</i>	0	0.1	0	0	0.1	0	0	0.1	0	0.1	0	0	0	0.2	0.1	0	0	0.1
<i>Stipa sp.1</i>	0	0.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stylosanthes leiocarpa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0.1
<i>Vernonia flexuosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NI_1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NI_2	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Bloco	Bloco 4						Bloco 5					
	A200	N200	T200	A600	N600	T600	A200	N200	T200	A600	N600	T600
Andropogon lateralis	0	0.2	0	0.4	1	1	0.2	0.4	0.4	1	1	0.2
Axonopus affinis	0	0.2	0.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Borreria verticilata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bulbostylis sphaerocephala	0.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carex sp.	0	0	0	0.1	1	0	0.1	0.2	0	0.2	0.4	0
Centella asiatica	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chevreulia acuminata	0.2	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0
Coelorachis seloana	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0	0	0	0.2
Commelina sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cuphea glutinosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyperaceae sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4
Cyperaceae sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Desmodium incanum	0.4	0.1	0.2	0.4	0.2	1	0.4	0.1	0.1	0.4	0.4	0.4
Dichantelium sabulorum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Digitaria sp.1	0.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Eleocharis viridans</i>	0	0	0	0.2	2	0	0	0.2	0	0.2	0.2	0.1
<i>Elephantopus mollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eragrostis plana</i>	4	5	5	4	3	5	4	4	5	4	4	4
<i>Fimbristylis autumnalis</i>	0	0	0	0	0.4	0	0	0.2	0	0	0	0
<i>Galium hirtum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoxis decumbens</i>	0.1	0	0	0	0	0.1	0	0	0.1	0	0.1	0
<i>Kyllinga odorata</i>	0.2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0.1
<i>Paspalum dilatatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2
<i>Paspalum notatum</i>	1	1	1	0.4	1	1	3	2	2	2	2	2
<i>Paspalum paucifolium</i>	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum plicatulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0
<i>Paspalum pumilum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum sp.1</i>	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piptochaetium montevidense</i>	0	0	0	0.2	0	0.2	0	0	0	0	0	0
<i>Rhynchospora sp.1</i>	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Richardia humistrata</i>	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0
<i>Ruellia hypericoides</i>	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0
<i>Setaria parviflora</i>	1	0	0	1	0.2	0.2	0	0	0	0	0.1	0
<i>Sisyrinchium micranthum</i>	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0
<i>Steinchisma hians</i>	0.4	0	0	0	0.1	0	0.4	0	2	0	0	0
<i>Stipa sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stylosanthes leiocarpa</i>	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0.2	0	0	0
<i>Vernonia flexuosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NI_1	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0
NI_2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela S5. Cobertura total de espécies das comunidades em cada parcela no segundo levantamento florístico. NI = espécie não identificada.

Blocos	Bloco 1						Bloco 2						Bloco 3				
	Parcelas	A200	N200	T200	A600	N600	T600	A200	N200	T200	A600	N600	T600	A200	N200	A600	N600
<i>Andropogon lateralis</i>	2	0.4	0.1	0.4	0	1	2	0	0.1	1	0	0	0.4	0.2	1	0.1	0
<i>Axonopus affinis</i>	0	0	0.1	0.2	0	1	0	0	0.1	0	1	0.1	3	0.4	0	0	1
<i>Borreria verticilata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1
<i>Bulbostylis capillaris</i>	0.1	0	0.1	0	0	0.1	0.1	0.1	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0
<i>Bulbostylis sphaerocephala</i>	0.1	0	0	0	0	0	0	0.1	0.1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex sp.</i>	0	0	0.1	0	0	0	0.2	0.1	0	0.4	0	0	0	0	0.1	0	0
<i>Centella asiatica</i>	0.1	0	0.1	0	0	0.2	0	0	0.1	0	0.1	0	0.1	0	0	0	0.1
<i>Chaptalia runcinata</i>	0.1	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0
<i>Chevreulia acuminata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1
<i>Chevreulia sarmentosa</i>	0.1	0	0	0	0.1	0	0	0.2	0	0.1	0	0	0	0	0.1	0	0
<i>Coelorachis seloana</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Commelina sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0	0	0
<i>Conyza bonariensis</i>	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0.1	0	0
<i>Conyza primulifolia</i>	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cuphea glutinosa</i>	0	0	0.1	0.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cuphea sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0
<i>Cyperaceae sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodium incanum</i>	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.4	0.1	0.4	0.2	0.4	0.1	0	0.1	0.2	0.1	0.1
<i>Dichantelium sabulorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.1	0	0.1	0.1	0
<i>Dichondra macrocalyx</i>	0	0.1	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0.1	0.1	0	0
<i>Dichondra sericea</i>	0	0	0	0	0	0.1	0.2	0.1	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Digitaria sp.</i>	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eleocharis viridans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	2	0	1	0.1	0.1
<i>Eragrostis plana</i>	0.2	7	0.4	0.4	8	2	0.2	5	1	1	6	0.2	0.4	4	1	8	2
<i>Eryngium horridum</i>	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0
<i>Evolvulus sericeus</i>	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Facelis retusa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fimbristylis autumnalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.2	0	0	0	0.1	0	0	0
<i>Galium hirtum</i>	0.1	0	0.1	0.1	0	0	0.1	0	0.4	0	0	0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
<i>Galium richardianum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gamochaeta americana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Herbertia lahue</i>	0	0	0.1	0	0	0	0.4	0.1	0	0.1	0.2	0	0	0.1	0	0	0
<i>Hydrocotyle exigua</i>	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0	0	0.1	0.4	0.1	0.1	0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
<i>Hypochaeris albiflora</i>	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0.1	0	0
<i>Hypoxis decumbens</i>	0	0.2	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	1	0.1	0.1	1	0	0.1	0.1	0.1	0.2
<i>Juncus sp.</i>	0.1	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.1	0	0
<i>Kyllinga odorata</i>	0	0.1	0.1	0	0.1	0.1	0.1	0	0.1	0	0.1	0.1	0	0	0	0	0
<i>Mecardonia tenella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orthopappus angustifolius</i>	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxalis brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0.1	0
<i>Oxalis conorrhiza</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxalis lasiopetala</i>	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
<i>Oxalis perdicaria</i>	0	0.1	1	0.1	0.1	0	0.2	0.2	0	0.1	0.1	0.4	0	0.1	0	0.1	0
<i>Paspalum dilatatum</i>	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum notatum</i>	3	0.1	2	1	0.2	1	0.4	0.4	1	0.4	1	1	1	0.1	3	0.1	0.4
<i>Paspalum paucifolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum plicatulum</i>	0.4	0	0	0.2	0	0	2	0	0	0	0	0.2	0.2	0	0	0	0
<i>Paspalum pumilum</i>	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piptochaetium montevidense</i>	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago myosuroides</i>	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Richardia humistrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ruellia hypericoides</i>	0.1	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0
<i>Senecio madagascariensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0.1	0	0	0	0.1
<i>Senecio selloi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Setaria parviflora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0.1	0.1	0	0	0.1	0
<i>Sida rhombifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0
<i>Sisyrinchium micranthum</i>	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0.2	0.2	0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0
<i>Soliva sessilis</i>	0	0	0.1	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0
<i>Sporobolus indicus</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Steinchisma hians</i>	0.1	0	0.1	0	0	0.1	0	0.1	0.1	0	0	0	0.1	0	0	0.1	0.1
<i>Stylosanthes leiocarpa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Verbena montevidensis</i>	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vernonia flexuosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1
<i>Vernonia nudiflora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NI_3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0

Blocos	Bloco 4					Bloco 5						
	Parcelas	A200	N200	T200	A600	T600	A200	N200	T200	A600	N600	T600
<i>Andropogon lateralis</i>	0.1	0.1	0	2	0	0.1	0	0.2	0	0.1	0.1	
<i>Axonopus affinis</i>	0	0.1	0.4	0	0	0	0.1	0.2	0	0.2	2	
<i>Borreria verticilata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Bulbostylis capillaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	
<i>Bulbostylis sphaerocephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Carex sp.</i>	0.1	0	0	0.1	0.1	0.1	0	0	0	0	0	
<i>Centella asiatica</i>	0	0	0.1	0.1	0.1	0	0	0	0.1	0	0	
<i>Chaptalia runcinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Chevreulia acuminata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Chevreulia sarmentosa</i>	0.2	0	0.1	0	0	0	0	0	0.1	0	0	
<i>Coelorachis seloana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	
<i>Commelina sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Conyza bonariensis</i>	0	0	0.1	0	0.1	0	0.1	0	0.1	0.1	0	
<i>Conyza primulifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cuphea glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cuphea sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cyperaceae sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	
<i>Desmodium incanum</i>	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.4	0.1	0.4	0.1	0.2	0.1	
<i>Dichantelium sabulorum</i>	0	0	0.1	0	0	0	0	0.1	0.1	0.1	0	
<i>Dichondra macrocalyx</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	
<i>Dichondra sericea</i>	0	0	0	0	0	0	0.1	0.1	0	0.2	0	
<i>Digitaria sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	
<i>Eleocharis viridans</i>	0.1	0	0.1	1	1	0	0.4	0	1	0.1	0.1	

Eragrostis plana	0.4	9	0.4	3	2	0.4	5	2	1	6	2
Eryngium horridum	0	0	0.1	0	0.1	0.1	0	0.1	0	0	0.1
Evolvulus sericeus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Facelis retusa	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0.1
Fimbristylis autumnalis	0	0	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0
Galium hirtum	0	0	0.1	0.1	0.1	0	0	0	0.1	0.1	0
Galium richardianum	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0
Gamochaeta americana	0	0	0	0	0.1	0	0	0.1	0	0	0
Herbertia lahue	0	0	0	0	0	0.1	0	0.2	0.1	0.1	0
Hydrocotyle exigua	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0.1	0.4	0.1	0.1
Hypochaeris albiflora	0	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0.1	0	0
Hypoxis decumbens	0.1	0	0.1	0.1	0	1	0.1	0.2	0	0.1	0.1
Juncus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kyllinga odorata	0.1	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0.2
Mecardonia tenella	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0.1	0
Orthopappus angustifolius	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oxalis brasiliensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0
Oxalis conorrhiza	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oxalis lasiopetala	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Oxalis perdicaria	0.1	0	0.1	0.1	0	0.4	0.1	0.2	0	0	0.2
Paspalum dilatatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paspalum notatum	1	0.1	1	0.4	2	1	0.2	1	0.2	0.4	1
Paspalum paucifolium	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0
Paspalum plicatulum	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Paspalum pumilum	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Piptochaetium montevidense	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plantago myosuroides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Richardia humistrata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1
Ruellia hypericoides	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0
Senecio madagascariensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0
Senecio selloi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0
Setaria parviflora	0.1	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0
Sida rhombifolia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Sisyrinchium micranthum	0	0.1	0.1	0	0.1	0.2	0	0.1	0.1	0.2	0.2
Soliva sessilis	0	0	0	0	0.1	0	0.1	0	0	0	0
Sporobolus indicus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinchisma hians	0.1	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0	0.2	0	0	0
Stylosanthes leiocarpa	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0
Verbena montevidensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vernonia flexuosa	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0
Vernonia nudiflora	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0
NI_3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela S6. Cobertura total de espécies das comunidades em cada parcela no terceiro levantamento florístico. Espécie não identificada.

Blocos	Bloco 1						Bloco 2						Bloco 3				
	Parcelas	A200	N200	T200	A600	N600	T600	A200	N200	T200	A600	N600	T600	A200	N200	A600	N600
<i>Andropogon lateralis</i>	2	0.1	0.1	0.2	0	1	5	0	0.2	1	0	0	0.2	0.1	1	0	2
<i>Axonopus affinis</i>	0	0	1	0.4	0	2	0	0	0.4	0	0.4	0.1	3	1	0	0	0
<i>Borreria sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0
<i>Borreria verticilata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2
<i>Bulbostylis capillaris</i>	0.2	0	0	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0
<i>Bulbostylis sphaerocephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0	1	0	0
<i>Calamagrostis sp.1</i>	1	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex sp.</i>	0.1	0	0	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0.1	0	0	0.1	0	0
<i>Centella asiatica</i>	0.1	0	0.1	0	0	1	0	0	0.4	0	0.2	0	0.2	0	0	0	0.4
<i>Chaptalia runcinata</i>	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chascolitrum subaristatum</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chevreulia acuminata</i>	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.1	0	0.4
<i>Chevreulia sarmentosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coelorachis seloana</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Commelina sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0	0	0
<i>Conyza bonariensis</i>	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0.1	0	0
<i>Conyza primulifolia</i>	0.4	0	0	0	0	0	0.4	0.1	0	0.1	0	0	0	0	1	0	0.2
<i>Conyza sp.1</i>	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Conyza sp.2</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cuphea glutinosa</i>	0	0	0.4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cuphea sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cycloperum sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0
<i>Desmodium incanum</i>	0.2	0.2	2	2	0.4	2	1	0.2	1	0.4	0.1	0.2	0.4	0.2	2	2	1
<i>Dichantelium sabulorum</i>	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0.1	0	0	0.2	0.1
<i>Dichondra sericea</i>	0	0.1	0.2	0	0	0.2	0.2	0.1	0.1	0	0	1	0	0.2	0.2	0	0
<i>Eleocharis viridans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.4	0.1	0.1
<i>Elephantopus mollis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eragrostis neesi</i>	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Eragrostis plana</i>	0.1	7	3	0.4	9	3	0.1	7	0.2	0.2	6	0.2	0.4	4	0.4	8	2
<i>Eryngium horridum</i>	0	0.1	0	0	0	0.1	0.2	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0
<i>Evolvulus sericeus</i>	0	0.1	0.1	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Facelis retusa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fimbristylis dichotoma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galium hirtum</i>	0.2	0.2	0	0	0	0.2	0.2	0	0.4	0.1	0	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	2
<i>Galium richardianum</i>	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gamochaeta americana</i>	0	0	0.2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0
<i>Herbertia lahue</i>	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydrocotyle exigua</i>	0.4	1	0.2	1	0	0	0.4	0.2	3	1	0.2	0.2	0.4	0	1	2	6
<i>Hypochaeris albiflora</i>	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0	0.4	0	0
<i>Hypoxis decumbens</i>	0	0.1	0.4	0.4	0.4	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0	0.1	0	0.1	0.2	0.1	0.4
<i>Juncus sp.</i>	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kyllinga odorata</i>	0.2	0.1	0.4	0	0.2	0.2	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0.2
<i>Oxalis brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0
<i>Oxalis lasiopetala</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0
<i>Oxalis perdicaria</i>	0	0	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum dilatatum</i>	0.2	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum notatum</i>	2	0.1	2	2	0.4	0	1	0.1	0.4	1	0.2	1	1	0.4	2	0.1	0.4
<i>Paspalum paucifolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum plicatulum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0.1	0	0	0	0.4	2	0	0	0	0
<i>Paspalum pumilum</i>	0.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peltodon longipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1
<i>Piptochaetium montevidense</i>	0	0	0.2	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago myosuroides</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Richardia humistrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0
<i>Senecio madag</i>	0.2	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0.1	0.2
<i>Senecio selloi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Setaria parviflora</i>	1	0	0	0.4	0	0.1	0	0.1	0.1	0	0	0.4	0.2	0	0.1	0	0.4
<i>Sisyrinchium micranthum</i>	0.2	0.4	2	1	0.2	0.4	0.2	0.2	1	0.2	0	0.2	0.4	0.2	2	0.2	0.2
<i>Sporobolus indicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Steinchisma hians</i>	0.1	0	0.1	0.1	0	0	0	0	0.2	0.2	0	0	0.1	0	0.2	0.1	0
<i>Stylosanthes leiocarpa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Verbena montevidensis</i>	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0	0.2	0	0	0	0	0
NI_4	0.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NI_5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0.1	0	0	0	0
NI_6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1
NI_7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NI_8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Blocos	Bloco 4					Bloco 5						
	Parcelas	A200	N200	T200	A600	T600	A200	N200	T200	A600	N600	T600
<i>Andropogon lateralis</i>	0.4	0	0	3	0	0	0	0.2	0.2	0	0.2	
<i>Axonopus affinis</i>	0	0	2	0	0	0	0.2	0.2	0	0	3	
<i>Borreria sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Borreria verticilata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Bulbostylis capillaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	
<i>Bulbostylis sphaerocephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Calamagrostis sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Carex sp.</i>	0.1	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	
<i>Centella asiatica</i>	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0.2	0	0	
<i>Chaptalia runcinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Chascolitrum subaristatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Chevreulia acuminata</i>	1	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0.2	0.1	
<i>Chevreulia sarmentosa</i>	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Coelorachis selloana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	
<i>Commelina sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Conyza bonariensis</i>	0	0	0.1	0	0.1	0	0	0	0	0	0	
<i>Conyza primulifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	
<i>Conyza sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	
<i>Conyza sp.2</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cuphea glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cuphea sp.1</i>	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0	0	0	
<i>Cyclospermum sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Desmodium incanum</i>	0.4	0.1	0.4	3	0.4	0.4	0.1	0.4	0.4	1	0.2	

<i>Dichantelium sabulorum</i>	0	0	0.1	0	0	0	0	0.1	0	0	0
<i>Dichondra sericea</i>	0	0	0	0	0	0.2	0	0.1	0	0	0.1
<i>Eleocharis viridans</i>	0	0	0	0	0.1	0	0.2	0	0	0	0.1
<i>Elephantopus mollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eragrostis neesi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eragrostis plana</i>	0.2	9	2	2	1	0.2	6	0.4	0.4	6	1
<i>Eryngium horridum</i>	0	0	0.1	0	0.1	0.4	0	0.2	0	0	0.1
<i>Evolvulus sericeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Facelis retusa</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0.2
<i>Fimbristylis dichotoma</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galium hirtum</i>	0	0	0.1	0.4	0.2	0	0	0.1	0.2	0.2	0
<i>Galium richardianum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0
<i>Gamochaeta americana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.1	0.1
<i>Herbertia lahue</i>	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0.2	0	0
<i>Hydrocotyle exigua</i>	0.4	0	2	2	0.1	0	0.4	1	2	1	0.1
<i>Hypochaeris albiflora</i>	0	0	0	0	0.2	0.2	0.1	0.2	0.2	0	0
<i>Hypoxis decumbens</i>	0.2	0.4	0.1	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0	0.1
<i>Juncus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kyllinga odorata</i>	0.4	0	0	0	0	0.1	0	0	0.1	0	0
<i>Oxalis brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxalis lasiopetala</i>	0	0	0	0	0.2	0	0	0.1	0	0	0
<i>Oxalis perdicaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum dilatatum</i>	0.2	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum notatum</i>	1	0.1	3	1	1	2	0.2	1	0	0.1	0.4
<i>Paspalum paucifolium</i>	0	0	0	0	0.1	0	0	0.2	0	0	0.1
<i>Paspalum plicatulum</i>	3	0	0	0.4	0	3	0	0	0	0	0
<i>Paspalum pumilum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peltodon longipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piptochaetium montevidense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago myosuroides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Richardia humistrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Senecio madag</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.1	2	0	0
<i>Senecio selloi</i>	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0

<i>Setaria parviflora</i>	0.4	0	0	0.4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sisyrinchium micranthum</i>	0.4	0	1	1	0.2	0.4	0	0.2	0.2	0.1	0.4
<i>Sporobolus indicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Steinchisma hians</i>	0.2	0	0	0	0	0.2	0	0.2	0	0	0
<i>Stylosanthes leiocarpa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0
<i>Verbena montevidensis</i>	0	0	0.2	0	0	0	0.1	0	0.1	0.2	0.1
NI_4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NI_5	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0
NI_6	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0
NI_7	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0
NI_8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1