

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

**Estratégias Adaptativas de Espécies Vegetais Campestres Submetidas a
Diferentes Frequências de Distúrbio**

ISIS PETROCELLI DA ROSA

Orientador: Prof. Dr. Valério De Patta Pillar

Coorientadora: Daniela Hoss

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO – BACHARELADO EM CIÊNCIAS
BIOLÓGICAS

Porto Alegre, junho de 2019

Artigo Científico

No formato para submissão à revista Applied Vegetation Science

**ESTRATÉGIAS ADAPTATIVAS DE ESPÉCIES VEGETAIS CAMPESTRES
SUBMETIDAS A DIFERENTES FREQUÊNCIAS DE DISTÚRBIO**

Isis Petrocelli da Rosa^{1*}, Daniela Hoss¹, Valério De Patta Pillar¹

¹Laboratório de Ecologia Quantitativa, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

*Autor correspondente (isispetrocelli@gmail.com)

Estratégias Adaptativas de Espécies Vegetais Campestres

Submetidas a Diferentes Frequências de Distúrbio

Isis Petrocelli da Rosa¹, Daniela Hoss¹, Valério De Patta Pillar¹

¹Laboratório de Ecologia Quantitativa, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

Resumo:

Os atributos das espécies foram moldados no processo evolutivo a partir das condições ambientais e interações que predominaram durante milhões de anos selecionando características para o sucesso e sobrevivência dos organismos nos diversos ecossistemas. Portanto é importante entender a relação das características morfológicas dos organismos e a sua função no ecossistema. Distúrbios como o fogo ou pastejo são condições ambientais que selecionam positiva ou negativamente plantas com determinadas características. Este estudo teve como objetivo avaliar diferenças nas estratégias nos atributos funcionais e na forma de vida de plantas campestres submetidas ao distúrbio de remoção de biomassa provocado por diferentes frequências de cortes. Em um experimento controlado instalado em vegetação nativa campestre na Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (EEA). Analisamos riqueza de espécies, cobertura e utilizamos dados de um banco de dados para os seguintes atributos foliares das espécies: LDMC (teor de matéria seca foliar), SLA (área específica da folha), LA (área da folha) e formas de vida, bem como a origem da planta (nativa ou exótica). Utilizamos esses dados para calcular valores médios ponderados pela cobertura das espécies em cada unidade experimental de 0,5 x 0,5 m. Desde 2013, essas comunidades campestres têm sido submetidas a três diferentes frequências de corte. Nossos resultados indicam que, após cinco anos sob altas frequências de corte, houve redução de LDMC e aumento de SLA considerando os valores médios da comunidade. Detectamos também diferença significativa entre tratamentos, em que cortes mais frequentes resultaram em valores mais altos de SLA do que cortes menos frequentes. Essas comunidades também diferiram quanto à forma de vida, em que plantas sob o tratamento de alta frequência de corte pertenciam predominantemente a espécies prostradas. Baixo LDMC e alto SLA são características de plantas com crescimento rápido, que predominam em ambientes submetidos a distúrbios frequentes, e o oposto é típico de plantas, sobretudo gramíneas, de crescimento mais lento e com estratégia de conservação de recursos. No geral nosso estudo mostra que o distúrbio de remoção de biomassa aérea nos campos altera características da comunidade e sugere que espécies são selecionadas nesse processo pelas suas formas de vida e pelos atributos foliares.

Palavras-chave: Atributos das plantas, distúrbio, frequência de corte, Campos Sulinos.

Adaptive Strategies of Grasslands Plant Species Submitted to Different Disturbance Frequencies

Isis Petrocelli da Rosa¹, Daniela Hoss¹, Valério de Patta Pillar¹

¹Laboratório de Ecologia Quantitativa, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

Abstract

Species traits were shaped in the process of evolution under prevailing environmental conditions and interactions during millions of years selecting traits for the success and survival of organisms in the diversity of ecosystems. Thus, it is important to understand the link between morphological characteristics of organisms and their function in the ecosystem. Disturbances such as fire or grazing are environmental conditions that negatively or positively select plants with certain characteristics. This study aimed to evaluate differences in life form and functional attributes strategies of grasslands plants submitted to different mowing frequencies. In a controlled experiment installed on native grassland vegetation in the Agronomic Experimental Station of the Universidade Federal do Rio Grande do Sul (EEA). We analysed species richness and cover and used species data for the following leaf traits: LDMC (Leaf dry matter content), SLA (Specific Leaf Area), LA (leaf area) and plant life forms (grasses or herbs), as well as plant origin (native or exotic in Brazil). We used these data to compute community weighted mean trait values for each 0.5 x 0.5 m experimental unit. Since 2013, these grassland communities have been under three different mowing frequencies. Our results show that after five years under high mowing frequencies the community weighted mean of LDMC decreased and of SLA increased. We also detected a significant difference between treatments, in which more frequent mowing showed higher SLA than less frequent mowing. These communities also differed in terms of life forms, in which plants under high mowing frequency were mostly prostrate. Low LDMC and high SLA are characteristic of fast-growing plants, which predominate in environments under high-frequency disturbances, and the opposite is typical of slow-growing plants, mostly grasses, with a resource conservation strategy. Overall our study shows that aboveground biomass removal in grasslands alters community characteristics and suggests that in this process species are selected by their life forms and leaf traits.

Key words: Plant traits, disturbance, mowing frequency, southern grassland.

1 Introdução

As características das espécies atuais foram moldadas no processo evolutivo sob condições ambientais e interações predominantes há milhões de anos, selecionando assim características para o sucesso e sobrevivência dos organismos nos diversos ecossistemas (Díaz, 2016). Por isso é relevante conhecer características morfológicas, para poder inferir suas funções e possíveis estratégias dos organismos que as carregam. Por exemplo, atributos funcionais são as propriedades que influenciam fortemente o desempenho do organismo no ambiente, e são mensuráveis a partir de características morfológicas e químicas (McGill et al, 2006). Por exemplo o teor de matéria seca foliar (LDMC – *leaf dry-matter content*), e a área foliar específica (SLA – *specific leaf area*), podem nos informar o tipo de estratégia predominante em gradientes de intensidade de pastejo (Cruz, 2010). Gramíneas com alto LDMC e baixo SLA apresentam estratégia de conservação de recursos, característica tipicamente associada ao crescimento lento sob baixas pressões de pastejo. De maneira oposta, espécies com baixo LDMC e alto SLA tendem a serem dominantes sob altas pressões de pastejo, sendo principalmente gramíneas com características estoloníferas (Cruz, 2010; Streit, 2016).

Os sistemas campestres ocupam cerca de 40% da superfície continental da Terra (White, 2000), sendo os Campos Sulinos os ecossistemas campestres típicos da região sul do Brasil, essas formações compreendem o bioma Pampa e estão presentes no bioma Mata Atlântica, onde formam mosaicos com florestas (Andrade et al, 2007). Os Campos Sulinos estão entre os ecossistemas com maior riqueza de espécies por área, onde é possível encontrar 56 espécies em apenas 1 m² (Menezes et al, 2018). Apenas para os campos no Rio Grande do Sul foram estimadas cerca de 2.600 espécies vegetais, resultado da diversidade de fatores

climáticos e edáficos e dos distúrbios que caracterizam o manejo da vegetação (Boldrini et al, 2015).

Pastejo e queimadas caracterizam a dinâmica desses ecossistemas campestres, possibilitando a renovação dos processos sucessionais, e impedindo que poucas espécies dominem a comunidade (Behling & Pillar, 2007; Overbeck, 2018). Nos diferentes ecossistemas campestres ao redor do mundo, o abandono da terra ou excesso de distúrbios podem reduzir a diversidade de plantas e de invertebrados (Uchida & Ushimaru, 2014). Distúrbios são eventos que causam mudanças estruturais nas comunidades naturais alterando o estado de equilíbrio anterior à perturbação (White 1979), considerando que este estado é dinâmico e dependente das características dos ecossistemas (Sprugal 1991). Além disso, os efeitos dos distúrbios nos organismos são dependentes da intensidade de perturbação e frequência (Malanson, 1984; Collins, 1992; Collins e Smith 2006).

O pastejo é um tipo de distúrbio que em diferentes intensidades, altera a composição funcional das comunidades, sendo que sob alta intensidade aumenta a presença de espécies prostradas, em intensidade mediana tanto espécies prostradas como espécies cespitosas estão presentes, porém quando há exclusão de pastejo apenas espécies entouceiradas dominam, e arbustos começam a surgir (Streit, 2016). O distúrbio causado pelos grandes herbívoros pastadores também afeta positivamente os estoques de carbono em sistemas campestres dominados por gramíneas principalmente com metabolismo do tipo C_4 , e aumentam a produtividade primária abaixo do solo (Mcsberry & Ritchie, 2013; Altesor, 2004). Estudos como o de Pandey & Singh (1991) sustentam que o principal efeito do pastejo é a perturbação do pisoteio e a remoção de biomassa verde, abrindo espaços na comunidade nos quais outras espécies menos dominantes podem se estabelecer. Por outro lado, a seletividade ocasionada no pastejo pode alterar algumas características das comunidades, selecionando apenas

espécies mais palatáveis e permitindo que espécies menos palatáveis dominem a comunidade (Herrero-Jáuregui & Oesterheld, 2018).

Esses ecossistemas estão sob constante ameaça, onde se destaca a conversão em lavouras (arroz e soja) e silvicultura (eucalipto e pinus), além do manejo inadequado da pecuária. De forma intensiva, o manejo pode levar à substituição e/ou perda de espécies de plantas, diminuindo a quantidade e qualidade da forragem disponível para os animais (Overbeck & Pfadenhauer, 2007). A perda de remanescentes de vegetação campestre nativa do bioma Pampa vem se intensificando, e a cada ano as suas taxas de destruição estão crescendo (Hermann, 2016). Diante de todas essas modificações, a biodiversidade dos Campos Sulinos é também atingida por invasões biológicas, que atualmente são umas das principais causas de extinção de espécies no planeta (Catford, 2018).

Diversas espécies foram introduzidas nos Campos Sulinos, de forma intencional, para agricultura, ou não intencional vindo muitas vezes junto com sementes de cultivo, muitas dessas espécies exóticas se naturalizaram (Schneider, 2007), e outras se tornaram invasoras, como o Capim Annoni (*Eragrostis plana* Nees) (Medeiros, 2009). Espécies invasoras têm diferentes estratégias para seu estabelecimento em comunidades naturais, dentre elas, elevadas taxas de crescimento e o Capim Annoni apresenta altas taxas de germinação (Guido et al, 2017). Ainda, muitas dessas espécies conseguem suportar ambientes ruderais, como beira de estradas (MMA, 2006). Dessa forma as invasões biológicas são fatores que devem ser considerados em sistemas com altas frequências de distúrbios, sendo importante investigar e adquirir conhecimento sobre a dinâmica e influência dessas espécies, para retardar a perda da biota nativa (Zenni, 2011).

O presente trabalho buscou avaliar os efeitos do distúrbio do pastejo, simulado pela realização do corte periódico da biomassa aérea com diferentes frequências, realizado com diferentes frequências, nas características funcionais da vegetação campestre, em condições

de experimento controlado, para isso utilizamos um experimento de longa duração. Nesse experimento, visamos avaliar os efeitos de cinco anos de aplicação dos tratamentos na composição e riqueza de espécies das comunidades vegetais, bem como nos seus atributos funcionais relacionados a reserva e utilização de recursos (SLA e LDMC). Nossa hipótese é que comunidades de plantas campestres submetidas a altas frequências de corte se adaptam ao ambiente pelo aumento de espécies prostradas e que, secundariamente, altas frequências de distúrbios podem favorecer a presença de espécies exóticas (Lozon & McIsaac, 1997).

2 Métodos

2.1 Área de Estudo

O experimento foi instalado em uma área de vegetação nativa campestre no município de Eldorado do Sul, na Estação Experimental Agronômica (EEA) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (30°06'13"S e 51°40'55"W), a uma altitude em torno de 40 m. A EEA está localizada na região da Depressão Central, onde o clima é subtropical do tipo Cfa pela classificação climática de Köppen. A média anual de precipitação é de 1.445 mm, com chuvas bem distribuídas durante o ano, sendo que eventos de déficit de água podem ocorrer entre os meses de novembro até março, sendo mais comuns em janeiro (Bergamaschi & Guadagnin, 1990; Bergamaschi, 2013). A área do experimento foi utilizada historicamente para o pastejo, principalmente de gado bovino. Com a instalação do experimento, a área foi cercada e excluída de pastejo, sendo roçada regularmente no entorno das parcelas experimentais.

2.2 O experimento

O experimento consiste em oito blocos principais subdivididos em três parcelas de, totalizando 24 parcelas 0,5 x 0,5 m, as quais são submetidas a cortes da biomassa aérea

(simulação de manejo) das comunidades vegetais sempre que o acúmulo da soma térmica em graus-dia completa 300, 600 ou 1500 °C. Os tratamentos com cortes realizados a intervalos de 300, 600 ou 1500 °C correspondem, respectivamente, a uma frequência alta, média e baixa de cortes. Em cada parcela avaliamos anualmente a composição de espécies, a altura média da vegetação, a porcentagem de solo descoberto, de mantilho, e da biomassa morta em pé, sendo utilizados apenas os dados de 2013 e 2018. A cobertura de cada espécie foi estimada conforme a escala de Londo (1976). Para cada tratamento as espécies com cobertura média maior que 10% foram determinadas dominantes.

2.3 Fontes de Dados

área foliar específica - SLA [área foliar (mm^2)/massa foliar (mg)], conteúdo de matéria seca - LDMC [(100 × massa seca da folha (mg) /massa úmida da folha (mg)], e o tamanho máximo da folha - LA (mm^2) foram extraídos de um banco de dados com informações de espécies que ocorrem nos Campos Sulinos nos biomas Pampa e Mata Atlântica. A informação sobre a origem das espécies nativas do Brasil provém dos estudo de Fonseca et al (2013) e dados disponíveis da flora brasileira (Brazil Flora G, 2014). Para outras espécies ausentes na Flora do Brasil, utilizamos buscas pelo nome científico da espécie para encontrar informações sobre sua distribuição original.

2.4 Análises Estatísticas

Os tratamentos de frequência de corte foram comparados no início do experimento (2013) e após cinco anos (2018) quanto à composição, diversidade de espécies, e atributos funcionais. Utilizamos análise multivariada de variância (MANOVA) para as comparações de composição de espécies, e análise univariada de variância (ANOVA) para as demais variáveis, sempre aplicando testes de permutação para obtenção das probabilidades que

embasaram as conclusões sobre a significância das diferenças encontradas. Para avaliar os efeitos dos tratamentos nos atributos funcionais das comunidades, primeiramente calculou-se, para cada parcela de 0,5 x 0,5 m, a média ponderada pela abundância (cobertura estimada) das espécies da comunidade - CWM (do inglês *community weighted mean*) para cada atributo funcional (SLA, LDMC e LA), forma de vida, e origem das espécies. Para avaliar a diversidade de espécies utilizou-se o índice de Gini-Simpson de cada comunidade. Para calcular o CWM foi utilizado o pacote SYNCOSA (Debastiani & Pillar, 2012) no software R versão 3.5.2. Para as análises de variância univariada e multivariada utilizamos o software Multiv (Disponível em: <<http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/MULTIV.html>>).

3 Resultados

Foram registradas 102 espécies nos levantamentos de 2013 e 2018 pertencentes a 27 famílias, sendo 79 espécies em 2013, e 76 espécies em 2018 (Tabela 1). A família com o maior número de espécies foi Poaceae (19 espécies), seguida de Asteraceae (18 espécies) e Fabaceae (9 espécies). Desse total de espécies, seis eram exóticas. Em 2013, 17 espécies eram graminóides e 35 eram herbáceas. Em 2018, 17 espécies eram graminóides e 44 eram herbáceas (Tabela 2).

A composição de espécies em 2018 foi distinta entre os tratamentos de alta e baixa frequência de distúrbio, respectivamente 300 gd e 1500 gd, conforme indicado pela MANOVA ($p = 0,04$). A partir das nossas hipóteses, utilizamos atributos foliares para investigar em quais características funcionais essas comunidades diferem entre os tratamentos.

No levantamento inicial, as espécies predominantes para ambos os tratamentos eram *Andropogon lateralis* e *Paspalum notatum*, seguidos pela espécie invasora *Eragrostis plana*, as quais não foram as mesmas espécies dominantes em 2018. As espécies dominantes no

tratamento de alta frequência de corte em 2018 foram espécies com forma de vida rosulada, já no tratamento de frequência intermediária observamos espécies rosuladas e cespitosas e no tratamento 1500 gd (frequência baixa) todas as espécies dominantes eram cespitosas (Figura 1).

A diversidade de Gini-Simpson não foi diferente entre tratamentos, porém foi mais alta em 2018 ($p < 0,001$) (Figura 2). As análises de variâncias revelaram diferença significativa nas formas de vida entre os tratamentos de alta e baixa frequência de corte, para o ano de 2018 ($p = 0,04$), sendo as espécies herbáceas mais presentes no tratamento de alta frequência de corte (Figura 3). As comunidades não diferiram quanto à dominância de espécies de gramíneas após cinco anos de distúrbio.

Os tratamentos de alta e baixa frequência de corte diferiram significativamente em 2018, quanto ao valor médio da comunidade (CWM) para o atributo SLA ($p = 0,072$), já para LDMC e LA não houve diferença entre os tratamentos. Porém, na comparação entre anos (2013 – 2018), houve redução de LDMC ($p = 0,0008$), aumento de SLA e aumento da variação de LA ($p = 0,06$) (Figura 4). Ao contrário do que esperávamos os tratamentos não diferiram na frequência de espécies exóticas, porém nos tratamentos 300 gd e 600 gd, para 2018, a espécie com maior cobertura média, logo maior dominância foi a exótica *Centella asiatica* (Figura 1), naturalizada em diversas regiões do Brasil.

4 Discussão

No início do experimento as parcelas eram mais homogêneas entre si, com maior contribuição de espécies cespitosas. Em 2018, além da diferença nas formas de vida, encontramos maior diversidade de espécies para todos os tratamentos em relação ao ano inicial. Porém, não houve diferença de diversidade de espécies entre tratamentos, em ambos os anos. O aumento da diversidade mostra que o distúrbio, isto é, o regime de cortes

regulares, após cinco anos permitiu que mais espécies pudessem coexistir nas comunidades. Esse aumento na diversidade corresponde a outros estudos que analisam o efeito de grandes herbívoros na cobertura e na dominância em sistemas campestres (Diaz et al, 2007 ; Bakker et al., 2003; Lezama et al., 2014).

Os tratamentos de frequência de cortes durante os anos de experimentação causaram uma alteração na forma de vida das espécies dominantes. O levantamento inicial revelou dominância de poucas espécies cespitosas, provavelmente devido ao distúrbio natural/histórico da área, que é mais heterogêneo devido à seletividade do pastejo. Após cinco anos sob frequência alta de cortes (300 graus dia), houve substituição dessas espécies cespitosas por espécies predominantemente herbáceas rosuladas. Já no tratamento de baixa frequência predominaram espécies cespitosas, com diminuição da cobertura de espécies prostradas, corroborando evidências de que espécies eretas são mais sensíveis ao desfolhamento do que espécies prostradas (Boldrini, 1993), porque espécies eretas ficam menos expostas ao corte nesse tratamento. Os resultados mostram ao final de cinco anos um gradiente nas características das espécies dominantes em cada tratamento de frequência de corte.

Após cinco anos manipulando os três tratamentos distintos na frequência de corte, nossos resultados apontam que o corte como forma de distúrbio nas comunidades vegetais campestres têm a capacidade de alterar as características funcionais dessas comunidades. Entre o início do experimento e 2018, houve um decréscimo de LDMC da comunidade em todos os tratamentos, assim como também observamos diferentes padrões de variação de SLA e LA. O decréscimo no valor médio de LDMC é provavelmente uma resposta da comunidade ao distúrbio, em que os baixos valores desse atributo são característicos de espécies não conservadoras de recursos e adaptadas a altas frequências de distúrbio (Louault, 2005).

Outra abordagem que nos permitiu analisar o efeito do distúrbio no experimento é a presença e a dominância nas parcelas experimentais de espécies exóticas que ocorrem no entorno do experimento, devido ao fato de que cada espécie exótica, seja ela naturalizada ou invasora, tem características que as permitem explorar outros ambientes, e uma dessas características é suportar distúrbios. No início do experimento foi possível notar que a gramínea exótica invasora *Eragrostis plana* exibiu alta cobertura em alguns tratamentos. Embora essa gramínea seja altamente tolerante a algumas formas de distúrbio (Baggio, 2018), ela apresentou pouca tolerância ao distúrbio de corte, que juntamente com a interação entre as espécies, reduziu sua dominância ao longo dos cinco anos do experimento. Em 2018 nota-se que *Centella asiatica* foi a espécie mais dominante nos tratamentos de frequência de cortes alta e intermediária (300 gd e 600 gd). Essa espécie também é exótica, de característica prostrada, que embora não seja considerada invasora está presente em todas as formações do Rio Grande do Sul (Carneiro & Irgang, 2005).

5 Conclusão

Os resultados deste estudo mostram que a variação da frequência de distúrbios de desfolhação pode alterar características das comunidades naturais, modificando a ocorrência e dominância de espécies vegetais conforme suas formas de crescimento e seus atributos funcionais. Alta frequência de remoção de biomassa beneficia espécies prostradas e prejudica espécies cespitosas, e vice-versa sob baixa frequência de distúrbio, corroborando a teoria de que atributos morfológicos das espécies vegetais representam estratégias adaptativas ao ambiente.

O monitoramento de longo prazo das alterações em comunidades vegetais nos mostra o quão dinâmicos são os ecossistemas e o quanto as comunidades tendem a adaptar suas

características, promovendo o sucesso daquelas espécies que mais se encaixam nas condições que prevalecem na comunidade a cada momento da sua dinâmica.

6 Agradecimentos

Gostaria de agradecer ao Vanderlei J. Debastiani pela ajuda com as análises dos dados, ao Ricardo Alencastro pela manutenção do experimento, ao CNPq pela bolsa de iniciação científica, e pelo acolhimento do laboratório de Ecologia Quantitativa durante os últimos dois anos e meio.

7 Referências

- Altesor, A., Oesterheld, M., Leoni, E., Lezama, F., & Rodríguez, C. (2005). Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology*, 179(1), 83-91.
- Andrade, B. O., Bonilha, C. L., Ferreira, P. M. A., Boldrini, I. I., & Overbeck, G. E. (2007). Highland grasslands at the Southern tip of the Atlantic Forest biome: Management options and conservation challenges. *CEP*, 91501, 970.
- Baggio, R., de Medeiros, R. B., Focht, T., da Rosa Boavista, L., Pillar, V. D., & Müller, S. C. (2018). Effects of initial disturbances and grazing regime on native grassland invasion by *Eragrostis plana* in southern Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(3), 158-165.
- Bakker, C., Blair, J.M., Knapp, A.K., 2003. Does resource availability, resource heterogeneity or species turnover mediate changes in plant species richness in grazed grasslands? *Oecologia* 137, 385–391.
- Behling, H., & Pillar, V. D. (2007). Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 362(1478), 243-251.
- Bergamaschi, H., & Guadagnin, M. R. (1990). Agroclima da Estação experimental agrônômica/UFRGS. *Porto Alegre: UFRGS*.

- Bergamaschi, H., Melo, R. W., Guadagnin, M. R., Cardoso, L. S., Silva, M. I. G., Comiran, F., ... & Brauner, P. C. (2013). Boletins agrometeorológicos da estação experimental agrônômica da UFRGS. *Editora UFRGS, Porto Alegre*, 8p.
- Brazil Flora G (2014): Brazilian Flora 2020 project - Projeto Flora do Brasil 2020. v393.189. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Dataset/Checklist. doi:10.15468/1mtkaw.
- Boldrini, I. I., & MARASCHIN, G. (1993). Dinâmica de vegetação de uma pastagem natural sob diferentes níveis de oferta de forragem e tipos de solos, Depressão Central, RS. *Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul*.
- Boldrini, I.I., Overbeck, G., & Trevisan, R. 2015. Biodiversidade de plantas. In Pillar, V.D. & Lange, O. (ed.), *Os Campos do Sul*, pp. 51–59. Rede Campos Sulinos - UFRGS, Porto Alegre.
- Catford, J. A., Bode, M., & Tilman, D. (2018). Introduced species that overcome life history tradeoffs can cause native extinctions. *Nature communications*, 9(1), 2131.
- Carneiro, A. M., & Irgang, B. E. (2005). Origem e distribuição geográfica das espécies ruderais da Vila de Santo Amaro, General Câmara, Rio Grande do Sul. *Iheringia. Série Botânica.*, 60(2), 175-188.
- Collins, S. L. (1992). Fire frequency and community heterogeneity in tallgrass prairie vegetation. *Ecology*, 73(6), 2001-2006.
- Collins, S. L., and Smith, M. D. (2006). Scale-dependent interaction of fire and grazing on community heterogeneity in tallgrass prairie. *Ecology*, 87(8), 2058-2067.
- Cruz, P., De Quadros, F. L. F., Theau, J. P., Frizzo, A., Jouany, C., Duru, M., & Carvalho, P. C. F. (2010). Leaf traits as functional descriptors of the intensity of continuous grazing in native grasslands in the south of Brazil. *Rangeland Ecology & Management*, 63(3), 350-358.
- Debastiani V.J & Pillar V.D. 2012. SYNCSA — R tool for analysis of metacommunities based on functional traits and phylogeny of the community components. *Bioinformatics* 28: 2067-2068.
- Díaz, S., Kattge, J., Cornelissen, J. H., Wright, I. J., Lavorel, S., Dray, S., ... & Garnier, E. (2016). The global spectrum of plant form and function. *Nature*, 529(7585), 167.
- Fischer, F. M. (2017). Relações entre estrutura funcional, diversidade e estabilidade ecossistêmica em comunidades vegetais. Tese de Doutorado, UFRGS.

- Fonseca, C. R., Guadagnin, D. L., Emer, C., Masciadri, S., Germain, P., & Zalba, S. M. (2013). Invasive alien plants in the Pampas grasslands: a tri-national cooperation challenge. *Biological invasions*, *15*(8), 1751-1763.
- Hermann, J. M., Lang, M., Gonçalves, J., & Hasenack, H. (2016). Forest–grassland biodiversity hotspot under siege: land conversion counteracts nature conservation. *Ecosystem Health and Sustainability*, *2*(6), e01224.
- Herrero-Jáuregui, C., & Oesterheld, M. (2018). Effects of grazing intensity on plant richness and diversity: a meta-analysis. *Oikos*, *127*(6), 757-766.
- Guido, A., Hoss, D., & Pillar, V. D. (2017). Exploring seed to seed effects for understanding invasive species success. *Perspectives in ecology and conservation*, *15*(3), 234-238.
- Lezama, F., Baeza, S., Altesor, A., Cesa, A., Chaneton, E.J., & Paruelo, J.M. (2014). Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science* *25*: 8–21.
- Londo, G. (1976). The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio*, *33*(1), 61-64.
- Lozon, J. D., & MacIsaac, H. J. (1997). Biological invasions: are they dependent on disturbance?. *Environmental Reviews*, *5*(2), 131-144.
- Louault, F., Pillar, V. D., Aufrere, J., Garnier, E., & Soussana, J. F. (2005). Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of vegetation Science*, *16*(2), 151-160.
- Malanson, G. P. (1984). Intensity as a third factor of disturbance regime and its effect on species diversity. *Oikos*, *43*(3), 411-413.
- Matzenbacher, N. I., & Schneider, A. A. Nota sobre a presença de uma espécie introduzida de Senecio (Asteraceae) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, *6*(1).
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, *21*(4), 178-185.
- McSherry, M. E., & Ritchie, M. E. (2013). Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global Change Biology*, *19*(5), 1347-1357.
- MEDEIROS, R. D., SAIBRO, J. D., & Focht, T. (2009). Invasão de capim-annoni (*Eragrostis plana* Nees) no bioma Pampa do Rio Grande do Sul. *PILLAR, VP; et al*, 317-330.
- Menezes, L. S., Ely, C. V., Lucas, D. B., Silva, G. H. M., Boldrini, I. I., & Overbeck, G. E. (2018). Plant species richness record in Brazilian Pampa grasslands and implications. *Brazilian Journal of Botany*, *41*(4), 817-823.

- MMA. CORADIN. (2006). *Espécies exóticas invasoras: situação brasileira*. Ministério do Meio Ambiente.
- Overbeck, G. E., & Pfadenhauer, J. (2007). Adaptive strategies in burned subtropical grassland in southern Brazil. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 202(1), 27-49.
- Overbeck, G. E., Scasta, J. D., Furquim, F. F., Boldrini, I. I., & Weir, J. R. (2018). The South Brazilian grasslands—A South American tallgrass prairie? Parallels and implications of fire dependency. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(1), 24-30.
- Pandey, C. B., & Singh, J. S. (1991). Influence of grazing and soil conditions on secondary savanna vegetation in India. *Journal of Vegetation Science*, 2(1), 95-102.
- Pillar, V. D. P., & Lange, O. (Eds.). (2015). *Os campos do sul*. Porto Alegre/RS: Rede Campos Sulinos-UFRGS.
- Schneider, A. A. (2007). A flora naturalizada no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil: herbáceas subespontâneas. *Biociências*, 15(2), 257-268.
- Sprugel, D. G. (1991). Disturbance, equilibrium, and environmental variability: what is ‘natural’ vegetation in a changing environment?. *Biological conservation*, 58(1), 1-18.
- Streit, H. (2016). Respostas funcionais da vegetação campestre ao manejo pastoril. Msc Thesis. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Uchida, K., & Ushimaru, A. (2014). Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: patterns and mechanisms. *Ecological Monographs*, 84(4), 637-658.
- White, P. S. (1979). Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *The botanical review*, 45(3), 229-299.
- White, R. P., Murray, S., e Rohweder, M. (2000). Grassland ecosystems (p. 81). Washington, DC, USA: World Resources Institute.
- Zenni, R. D., & Ziller, S. R. (2011). An overview of invasive plants in Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 34(3), 431-446.

8 Tabelas e Figuras

Tabela 1. Total de espécies encontradas em cada tratamento de intervalo entre cortes, para 2013 e 2018.

Tratamento	Ano	
	2013	2018
300 gd (alta)	54	63
600 gd (intermediaria)	54	61
1500 gd (baixa)	50	50

Tabela 2 Lista com as 102 espécies encontradas nas parcelas do experimento avaliando frequência de cortes em vegetação nativa campestre, em 2013 e 2018; FV - Forma de vida: Herb. - Herbácea, Gram. – Graminóide, Arbus. – Arbustiva, Subarbus. – Subarbus. – Subarbus. – Subarbus. – Subarbus.; Origem – Nativa ou Exótica para o Brasil;

Família	Espécie	FV	Origem	Referência da Origem
Acanthaceae	<i>Justicia axillaris</i> (Nees) Lindau	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Ruellia brevicaulis</i> (Nees) Lindau	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Ruellia hypericoides</i> (Nees) Lindau	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Ruellia morongii</i> Britton	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Stenandrium dulce</i> (Cav.) Nees	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
Amaranthaceae	<i>Pfaffia tuberosa</i> (Spreng.) Hicken	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
Amaryllidaceae	<i>Nothoscordum montevidense</i> Beauverd	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
Apiaceae	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	Herb.	Exótica	Flora Brasil 2020
	<i>Cyclospermum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Eryngium ciliatum</i> Cham. & Schltld.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Eryngium horridum</i> Malme	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
Araliaceae	<i>Hydrocotyle exigua</i> (Urb.) Malme	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
Asteraceae	<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	Arbus.	Nativa	Flora Digital
	<i>Chaptalia exscapa</i> (Pers.) Baker	Herb.	Nativa	Flora Digital
	<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burkart	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Chaptalia runcinata</i> Kunth	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020

	<i>Chevreulia acuminata</i> Less.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Chrysoleaena flexuosa</i> (Sims) H.Rob.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Conyza primulifolia</i> (Lam.) Cuatrec. & Lourteig	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Facelis retusa</i> (Lam.) Sch.Bip.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Hypochaeris albiflora</i> (Kuntze) Azevedo-Gon. & Matzenb.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Pluchea oblongifolia</i> DC.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Senecio madagascariensis</i> Poir.	Arbus.	Exótica	Fonseca et al 2013
	<i>Soliva sessilis</i> Ruiz & Pav.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Vernonia nudiflora</i> Less	Arbus.	Nativa	Flora Digital
Caryophyllaceae	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	Herb.	Exótica	Fonseca et al 2013
Cistaceae	<i>Helianthemum brasiliense</i> (Lam.) Pers.	Herb.	Nativa	Flora Digital
Convolvulaceae	<i>Dichondra macrocalyx</i> (Hallier f.) Fabris	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Dichondra sericea</i> Sw.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Evolvulus sericeus</i> Sw.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
Cyperaceae	<i>Abildgaardia ovata</i> (L.) Vahl	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Bulbostilis</i> sp.	Gram.	Nativa	Flora Digital
	<i>Carex phalaroides</i> Kunth	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Fimbristylis autumnalis</i> (L.) Roem. & Schult.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Kyllinga odorata</i> Vahl	Gram.	Nativa	Flora Digital

	<i>Rhynchospora</i> sp.	-	Nativa	Flora Digital
Fabaceae	<i>Chamaecrista repens</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	-	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Clitoria nana</i> Benth.	-	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Desmanthus virgatus</i> (L.) Willd.	-	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.	Herb.	Exótica	Fonseca et al 2013
	<i>Galactia gracillima</i> Benth.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Galactia marginalis</i> Benth.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Macroptilium</i> sp.	Herb.	Nativa	Flora Digital
	<i>Pomaria stipularis</i> (Vogel) B.B.Simpson & G.P.Lewis	-	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Stylosanthes leiocarpa</i> Vogel	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Stylosanthes montevidensis</i> Vogel	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
Hypoxidaceae	<i>Hypoxis decumbens</i> L.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
Iridaceae	<i>Herbertia lahue</i> (Molina) Goldblatt	-	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Herbertia pulchella</i> Sweet	-	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Sisyrinchium palmifolium</i> L.	-	Nativa	Flora Brasil 2020
Lamiaceae	<i>Peltodon longipes</i> Kunth ex Benth	Herb.	Nativa	Flora Digital
	<i>Scutellaria racemosa</i> Pers.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
Lythraceae	<i>Cuphea glutinosa</i> Cham. & Schltdl.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
Malvaceae	<i>Krapovickasia flavescens</i> (Cav.) Fryxell	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	-	Nativa	Flora Brasil 2020
Moraceae	<i>Dorstenia brasiliensis</i> Lam.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
Myrtaceae	<i>Campomanesia aurea</i> O.Berg	-	Nativa	Flora Brasil 2020
Ophioglossaceae	<i>Ophioglossum nudicaule</i> L. f.	-	Nativa	Flora Brasil 2020

Orchidaceae	<i>Habenaria parviflora</i> Lindl.	-	Nativa	Flora Brasil 2020
Oxalidaceae	<i>Oxalis brasiliensis</i> G.Lodd.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Oxalis conorrhiza</i> Jacq.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Oxalis eriocarpa</i> DC.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Oxalis lasiopetala</i> Zucc.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Oxalis perdicaria</i> (Molina) Bertero	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
Passifloraceae	<i>Piriqueta selloi</i> Urb.	-	Nativa	Flora Digital
Plantaginaceae	<i>Mecardonia tenella</i> (Cham. & Schltdl.) Pennell	-	Nativa	Flora Digital
	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
Poaceae	<i>Andropogon lateralis</i> Nees	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Aristida venustula</i> Arechav.	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Axonopus affinis</i> Chase	Gram.	Nativa	Flora Digital
	<i>Calamagrostis viridiflavescens</i> (Poir.) Steud.	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Chascolytrum subaristatum</i> (Lam.) Desv.	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Dichantherium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A. Clark	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Digitaria violascens</i> Link	Gram.	Exótica	Fonseca et al 2013
	<i>Eragrostis neesii</i> Trin.	Gram.	Nativa	Fonseca et al 2013
	<i>Eragrostis plana</i> Nees	Gram.	Exótica	Flora Brasil 2020
	<i>Mnesithea selloana</i> (Hack.) de Koning & Sosef	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Nassella nutans</i> (Hack.) Barkworth	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Paspalum leptum</i> Schult.	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Paspalum notatum</i> Flôgg	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Paspalum paucifolium</i> Swallen	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020

	<i>Paspalum pumilum</i> Nees	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Piptochaetium montevidense</i> (Spreng.) Parodi	Gram.	Nativa	Flora Digital
	<i>Schizachyrium tenerum</i> Nees	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) M.Kerguelen	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R.Br.	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Steinchisma hians</i> (Elliott) Nash	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020
Polygalaceae	<i>Polygala australis</i> A.W.Benn.	-	Nativa	Flora Brasil 2020
Rubiaceae	<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Galianthe fastigiata</i> Griseb.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Galium richardianum</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Endl. ex Walp.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Richardia humistrata</i> (Cham. & Schltdl.) Steud.	Herb.	Nativa	Flora Brasil 2020
Verbenaceae	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	-	Nativa	Flora Brasil 2020
	<i>Verbena montevidensis</i> Spreng.	Gram.	Nativa	Flora Brasil 2020

Espécies Dominantes 2013 e 2018

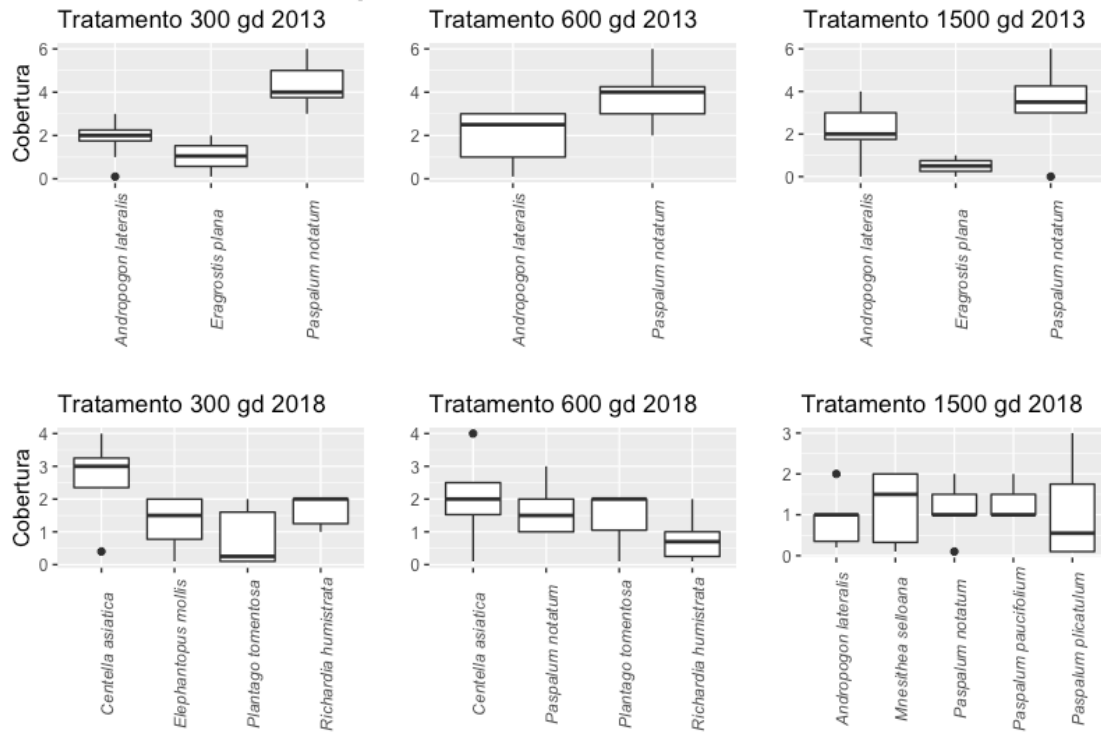


Figura 1. Espécies com cobertura média maior que 10% em cada tratamento de frequência de cortes, em 2013 e 2018.

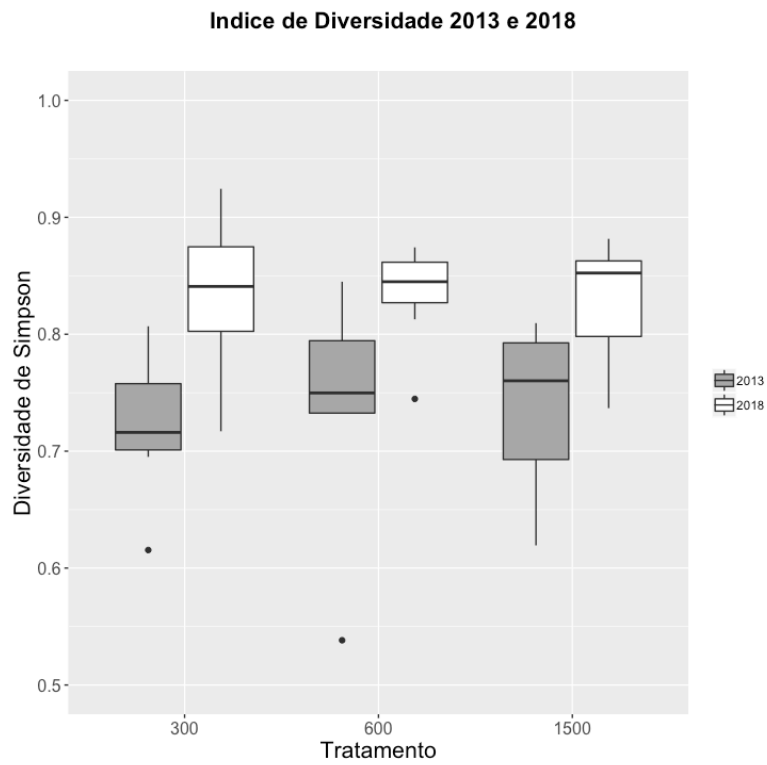


Figura 2. Valores do índice de diversidade de Simpson, sendo comparado entre anos(2013 e 2018) e entre os tratamentos.

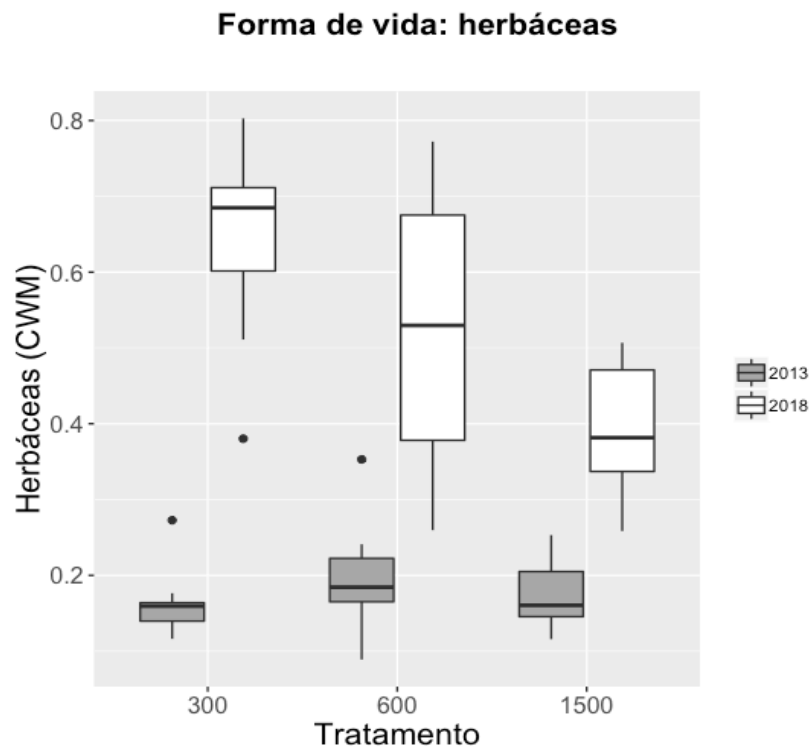


Figura 3 Média das comunidades na forma de vida (herbáceas), em comparação entre ambos os anos e entre os tratamentos (300, 600 e 1500 gd).

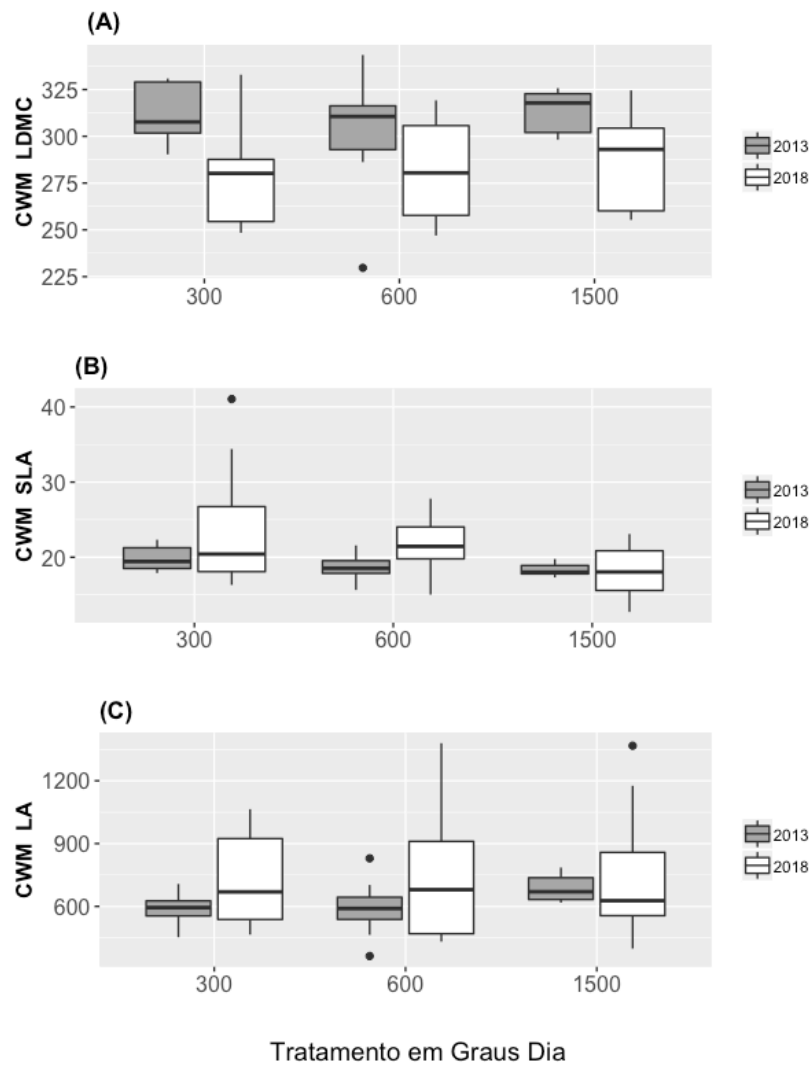


Figura 4. (A) Valores médios de CWM de LDMC para cada tratamento de 2013 e 2018; (B) Valores médios de CWM de SLA para cada tratamento de 2013 e 2018; (C) Valores médios de CWM de LA para cada tratamento de 2013 e 2018.