

*Efeitos de Manejo em Gramados Urbanos*

**PARE DE ROÇAR! AUMENTO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES COM  
MUDANÇAS DE MANEJO DE UM GRAMADO URBANO**

*Juliana van den Mosselaar Nunnenkamp<sup>1</sup>\*, Filipe Ferreira da Silveira<sup>1</sup> & Gerhard Ernst  
Overbeck<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Departamento de Botânica, Laboratório de Estudos em Vegetação Campestre, Av. Bento Gonçalves, 9500, prédio 43433, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil.

E-mails: juliananunnenkamp@gmail.com (\*autor correspondente); filipeferreira@hotmail.com; gerhard.overbeck@ufrgs.br

**Resumo:** Gramados manejados intensivamente são comuns no paisagismo urbano, mas requerem manutenção considerável e normalmente abrigam baixa diversidade de plantas. Propostas alternativas de manejo nos gramados são gradativamente mais incentivadas, mas para introduzi-las é necessário compreender o seu potencial de diversidade vegetal. O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos da interrupção das roçadas na comunidade vegetal, em termos de estrutura, composição e diversidade em uma área usada para fins experimentais, anteriormente considerada como gramado no Jardim Botânico de Porto Alegre, estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Foi realizado um levantamento quantitativo da vegetação em três tipos de manejo na área do experimento, desenvolvidos a partir do término das roçadas: gramado roçado frequentemente; área de gramado, sem manejo há dois anos (campo sem corte); e área de gramado, sem manejo há dois anos, com forte presença da espécie invasora *Urochloa decumbens* (campo invadido sem corte). A amostragem foi conduzida com a alocação de 24 parcelas de 1m<sup>2</sup>. Utilizamos as análises Adonis2 e Pairwise Adonis2 para verificar diferenças significativas entre as classes de manejo e realizamos a relação das classes com as variáveis estruturais e a composição florística através de

análise de redundância (RDA). As classes de manejo foram distintas entre si em termos de estrutura e diversidade de espécies, sendo o campo sem corte o que apresentou maior riqueza de espécies e formas de vida. Espécies anuais, rosetadas e exóticas revelam a ruderalização da área de estudo. A interrupção das roçadas pode representar um aumento na diversidade de espécies campestres, mesmo considerando a presença de espécies exóticas invasoras. Entender os efeitos de corte através de roçadas em áreas de gramado é essencial para conservação da diversidade vegetal em espaços urbanos e para valorização do potencial paisagístico nativo.

**Palavras-chave:** conservação de espécies vegetais; ecologia urbana; frequência de roçadas; Pampa; potencial paisagístico.

### **STOP MOWING! INCREASE IN SPECIES DIVERSITY WITH CHANGES IN THE**

**MANAGEMENT OF AN URBAN LAWN:** Intensively managed lawns designed for recreational use are common in urban landscapes but require considerable maintenance and usually harbor low plant diversity. Alternative management proposals for lawns are increasingly encouraged, but to introduce them, it is necessary to understand their potential for plant diversity. The objective of this study was to evaluate the effects of interrupting mowing on the plant community, in terms of structure, composition, and diversity in an area for experimental purposes previously considered as lawn in the Botanical Garden of Porto Alegre, state of Rio Grande do Sul, Brazil. A quantitative survey of the vegetation was carried out in three types of management in the experimental area, developed after the end of the mowings: frequently mowed grassland; grassland unmanaged for two years (unmowed grassland); and grassland unmanaged for two years with a strong presence of the invasive species *Urochloa decumbens* (unmowed invaded grassland). Sampling was conducted with the allocation of 24 plots 1m<sup>2</sup>. We used the Adonis2 and Pairwise Adonis2 analyzes to verify significant differences between the management classes and we related the classes to the structural variables and the floristic composition through redundancy analysis (RDA). The management classes were distinct from each other in terms of structure, composition and species diversity, with the unmowed grassland presenting the higher

richness of species and life forms. Annual, rosette and exotic species reveal the ruderalization of the study area. The interruption of mowing could offer high potential for a more diverse grassland species community, even considering the presence of invasive alien species. Understanding the effects of cutting management through mowing in lawn areas is essential for conserving plant diversity in urban spaces and for valuing native landscape potential.

**Keywords:** conservation of plant species; frequency of mowing; landscape potential; Pampa grasslands; urban ecology.

---

## INTRODUÇÃO

Os espaços verdes urbanos (EVU) têm o potencial de desempenhar importante papel na conservação da biodiversidade (Aronson *et al.* 2017) e na provisão de serviços ecossistêmicos (Gómez-Baggethun *et al.* 2013), incluindo aqueles relacionados à saúde e ao bem-estar humano (Fuller *et al.* 2007, Irvine *et al.* 2010, Sandifer *et al.* 2015). Através de práticas de manejo adequadas, os EVU têm o potencial de manter alta diversidade de espécies vegetais, inclusive de espécies nativas. Com o crescimento da conversão de áreas naturais em áreas urbanas (Seto *et al.* 2012), valorizar e entender os fatores impulsionadores da biodiversidade em EVU devem ser pontos centrais no planejamento desses espaços (Apfelbeck *et al.* 2020). Difundir práticas de manejo que busquem contribuir com a biodiversidade urbana, usufruindo de princípios da ecologia, poderiam potencializar os benefícios ecológicos, econômicos e do bem-estar humano em EVU (Irvine *et al.* 2010).

Muitas das práticas de manejo convencionais e aplicadas nos EVU prejudicam a conservação da biodiversidade urbana e suas funções ecológicas (Aronson *et al.* 2017). A manutenção intensiva de gramados é a principal causa (após a destruição do habitat) da baixa biodiversidade em EVU (Aronson *et al.* 2017). Áreas tratadas como gramados são comuns no paisagismo urbano, abrangendo 70 a 75% das áreas verdes urbanas em todo o mundo (Ignatieva *et al.* 2015). Nesse contexto, pesquisas que busquem compreender os efeitos de diferentes regimes

de cortes de grama, por exemplo, no que diz respeito à frequência ou à altura dos cortes, a estrutura e composição da vegetação podem guiar um movimento para despertar um novo olhar em relação aos EVU (Smith *et al.* 2015, Norton *et al.* 2019). Por serem frequentemente manejados intensivamente por meio de roçadas frequentes, os gramados são erroneamente considerados como tendo uma biodiversidade limitada e homogênea (Aronson *et al.* 2017, Norton *et al.* 2019). No entanto, o fator que leva à redução da diversidade é o corte curto em altura e frequente dos gramados, também limitando o florescimento e a formação de sementes e assim a qualidade de habitat para insetos (Garbuzov *et al.* 2015).

Há uma crescente percepção em nível global de que regimes alternativos de manejo podem vir a ser mais econômicos e mais sustentáveis do que comunidades compostas ou dominadas por uma única espécie de grama (Klaus 2013, Blackmore & Goulson 2014, Smetana & Crittenden 2014, Jiang & Yuan 2017, Mody *et al.* 2020). A substituição de gramados não usufruídos intensivamente, como para atividades esportivas, piqueniques, brincadeiras ou áreas de passagem, por “campos urbanos perenes de flores silvestres” (*perennial urban wildflower meadows*), que consistem em vegetação campestre de porte herbáceo e arbustivo manejada e cortada uma ou duas vezes por ano, está se tornando cada vez mais objeto de estudo no Hemisfério Norte, de forma a analisar as percepções desse tipo de vegetação (Hoyle *et al.* 2017, Jiang & Yuan 2017). De maneira geral, estudos florísticos e fitossociológicos com comunidades de plantas herbáceas em áreas de gramado urbano indicam que a baixa frequência de corte resulta em um aumento no número de espécies vegetais (Chollet *et al.* 2018, Sehrt *et al.* 2020) e da diversidade biológica como um todo (Smith *et al.* 2015, Norton *et al.* 2019). Essas áreas podem ser estabelecidas, inicialmente, através da redução da frequência de corte (Garbuzov *et al.* 2015, Chollet *et al.* 2018, Lerman *et al.* 2018, Sehrt *et al.* 2020), na qual a composição resultante do campo urbano dependerá, num primeiro momento, da diversidade florística existente. Posteriormente, pode-se realizar semeadura de espécies (Smith *et al.* 2015, Norton *et al.* 2019, Mody *et al.* 2020).

Os gramados cortados com uma frequência anual podem apresentar maior diversidade funcional e filogenética, sugerindo que uma modificação na frequência do corte também pode

potencialmente melhorar os processos e serviços ecológicos nos EVU, tais como polinização e valor estético (Chollet *et al.* 2018). Além disso, a altura do corte tem ligação direta na riqueza e composição das plantas, bem como na abundância de flores (Garbuzov *et al.* 2015, Lerman *et al.* 2018), o que influencia no aumento e diversidade de insetos polinizadores (Smith *et al.* 2015, Norton *et al.* 2019, Mody *et al.* 2020). Arelada à naturalidade da comunidade vegetal, gramados mais altos e com uma maior presença de plantas nativas podem resultar em composições vegetais biologicamente diversas e que sustentem comunidades de invertebrados e uma vida microbiana do solo mais ricas e abundantes em comparação com gramados cortados curtos, com uma frequência de corte de 6 a 12 vezes por ano e com predomínio de algumas poucas espécies vegetais (Norton *et al.* 2019).

No que tange à aplicação de práticas alternativas de manejo que sejam favoráveis à biodiversidade, são necessárias ações colaborativas entre profissionais da área de ecologia e outros que atuem no planejamento urbano e no manejo de áreas verdes (Miller & Hobbs 2002, Müller *et al.* 2013), bem como a valorização e aceitação humana das plantas nativas e de uma aparência mais natural da paisagem nos EVU. Frequentemente o extrato herbáceo no contexto da paisagem urbana é negligenciado em termos de seu potencial florístico e estético, exceto espécies exóticas introduzidas e consagradas no paisagismo (Porto *et al.* 2021). Entretanto, estudos mostram que o paisagismo com plantas nativas de porte herbáceo e subarbustivo suporta e aumenta a biodiversidade, principalmente de insetos (Burghardt *et al.* 2009, Pardee & Philpott 2014, Mody *et al.* 2020), mostrando que existe um potencial para conservação de elementos de formações campestres em EVU.

Apesar de alguns trabalhos já terem avaliado de forma quali-quantitativa a vegetação campestre inserida na comunidade herbácea do contexto urbano (Rolim & Overbeck 2023, Schenkel *et al.* 2023), estudos sobre o efeito do término das roçadas em vegetação de gramados urbanos no Brasil são ainda escassos (Rolim *et al.* 2014). Pouco se sabe sobre os efeitos causados devido à presença de espécies exóticas invasoras nesse tipo de manejo, efeito aparentemente nunca avaliado em estudos sob essa mesma temática, pelo menos no contexto nacional. Para a

implementação de regimes de roçada que contribuiriam para uma maior diversidade e um aumento nos serviços ecossistêmicos prestados pelos EVU, é imprescindível realizar estudos que avaliem os efeitos de diferentes tipos de manejo, em termos de composição e estrutura, e cujos resultados possam guiar o processo de introdução das atividades de manejo alternativo em EVU.

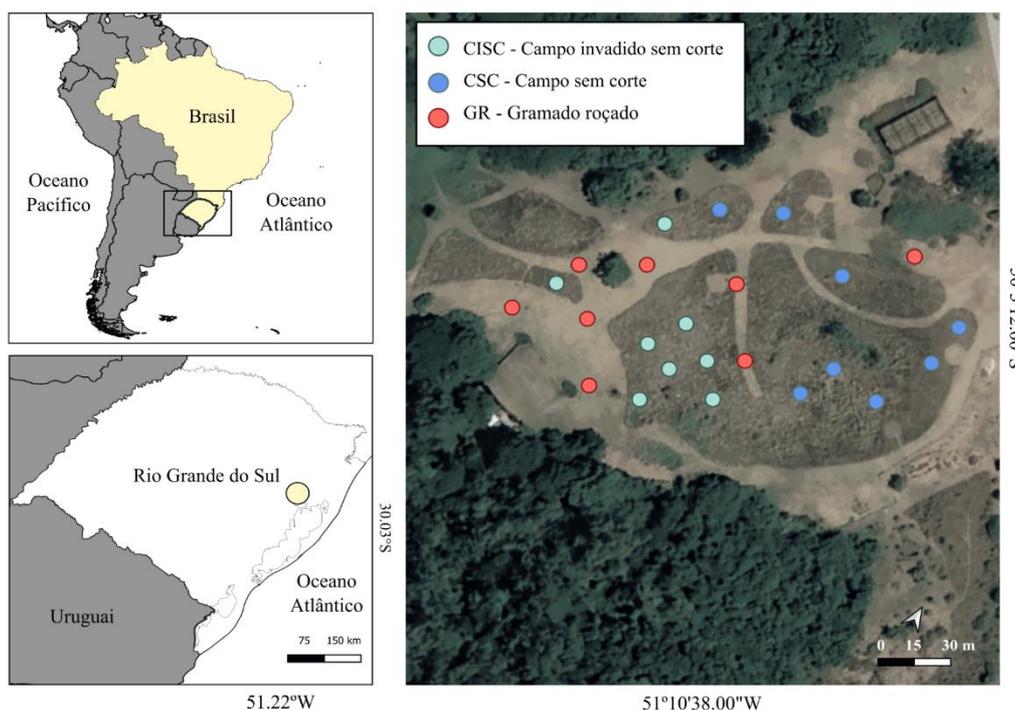
Buscando contribuir para o melhor conhecimento do efeito do término das roçadas da vegetação no contexto urbano e de como espécies exóticas invasoras influenciam sob esse efeito de manejo, um levantamento fitossociológico foi realizado em uma área experimental, até então considerada como um gramado, no Jardim Botânico de Porto Alegre, Porto Alegre, estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Com isso, buscou-se avaliar os efeitos da interrupção das roçadas na comunidade vegetal, em termos de estrutura, composição de espécies e diversidade comparando três tipos de manejo em uma mesma área, desenvolvidos a partir do término das roçadas: gramado roçado frequentemente, área de gramado sem manejo há dois anos (campo sem corte) e área de gramado sem manejo há dois anos com forte presença da espécie invasora *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster (campo invadido sem corte). Esperávamos encontrar uma distinção clara das comunidades vegetais em termos de estrutura, composição e diversidade de espécies nas três classes de manejo, principalmente em função da altura da vegetação e da presença da gramínea africana *Urochloa decumbens*. Além de apresentar os resultados referentes ao levantamento quantitativo e composição da comunidade vegetal nas três classes de manejo, ilustramos a riqueza florística com potencial ornamental amostrada no levantamento e em áreas no entorno e discutimos sobre futuros passos no manejo da vegetação em gramados urbanos.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### *Área de estudo*

A área experimental está localizada no Jardim Botânico (JB) de Porto Alegre, Rio Grande do Sul (RS), Brasil (Figura 1), inserido no perímetro urbano (30°03'12.00"S e 51°10'38.00"W), com altitude entre 20 e 48 metros (Bueno & Martins 1986) e uma área total de 36,17 ha (Glufke 2014). Porto Alegre situa-se no bioma Pampa (IBGE 2019) e possui clima subtropical úmido

(Cfa), segundo Köppen (Peel *et al.* 2007). Os solos do JB, inserido na paisagem (hoje intensamente modificada) dos morros graníticos, são classificados como Argissolo vermelho-amarelo, caracterizado como solo profundo e bem drenado (Da Silva 2014). O nosso estudo foi realizado numa área que faz parte da denominada Zona de Coleções (Glufke 2014), que abrange todas as áreas onde estão dispostas as coleções já estabelecidas, incluindo áreas de gramados e caminhos. Toda a área de estudo apresentava o mesmo estado de conservação, devido ao regime de roçadas, que até o início do experimento de manejo eram frequentes, mantendo a vegetação como um gramado curto. Não há informações sobre as condições de solo impactadas pelo uso antrópico.



**Figura 1.** Localização do Jardim Botânico de Porto Alegre no estado do Rio Grande do Sul, Brasil e do local das parcelas na área do experimento. Fonte: IBGE e Google Earth.

**Figure 1.** Location of the Porto Alegre Botanical Garden in the state of Rio Grande do Sul, Brazil and the location of the plots in the experiment area. Source: IBGE and Google Earth.

### Experimento de manejo

Em novembro de 2020, junto com a direção do JB, foi iniciado um experimento de manejo, no qual uma parte da área parou de receber roçadas, exceto em alguns caminhos na área, que permaneceram sendo tratados como gramado. Com isso, a partir do gramado baixo, se desenvolveu uma vegetação campestre mais alta. Como a braquiária (*Urochloa decumbens*) já estava presente na área, partes logo foram dominadas por essa espécie, enquanto em outra houve o desenvolvimento de uma vegetação dominada por espécies nativas campestres. Outras espécies exóticas invasoras presentes na área são as gramíneas *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Eragrostis plana* Nees e *Urochloa mutica* (Forssk.) T.Q.Nguyen, e a Asteraceae *Senecio madagascariensis* Poir., todas consideradas espécies exóticas invasoras no RS ou com informações suficientes para serem classificadas como tal (Rio Grande Do Sul 2013, Projeto RS Biodiversidade 2016).

#### *Amostragem quantitativa da vegetação*

Para o levantamento quantitativo da vegetação campestre foi realizada inicialmente uma vistoria na área do experimento de manejo, onde verificamos algumas manchas da braquiária (*Urochloa decumbens*) prevalecendo na composição da vegetação. Três composições distintas foram selecionadas buscando uma abordagem comparativa: gramado roçado frequentemente, área de gramado sem manejo há dois anos (campo sem corte) e área de gramado sem manejo há dois anos com forte presença da espécie invasora braquiária (campo invadido sem corte).

Posteriormente, foi realizado o levantamento fitossociológico da vegetação nos meses de outubro e dezembro de 2022, ou seja, dois anos após a implementação do experimento. A vegetação foi amostrada em 24 unidades amostrais (UA) utilizando o método amostral de superfície, com parcelas de 1m<sup>2</sup> (Andrade *et al.* 2019). As parcelas foram dispostas aleatoriamente, seguindo uma distância mínima de 15 metros entre cada parcela e respeitando os três tipos de manejo presentes na área do experimento. Foram amostradas oito parcelas para cada tipo de vegetação: campo sem corte (CSC), campo invadido sem corte (CISC) e gramado roçado (GR) (Figura 2). Em cada UA foi utilizada a escala decimal de Londo (1976) para registrar a cobertura de cada espécie de planta encontrada, bem como a porcentagem de solo descoberto e

cobertura de serapilheira, seguindo os métodos apresentados em Andrade *et al.* (2019). A altura da vegetação foi medida através de uma média obtida a partir da medição de cinco pontos dentro de cada parcela. A maioria das plantas foi identificada em campo, todas aquelas desconhecidas ou de identificação duvidosa foram coletadas para posterior identificação com base em literatura especializada.



**Figura 2.** Classes de manejo do levantamento: A - Gramado roçado (GR), B – Campo invadido sem corte (CISC) e C – Campo sem corte (CSC). Todas localizadas na área experimental no Jardim Botânico de Porto Alegre, Porto Alegre, estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Autora: A, B, e C - Juliana Nunnenkamp.

**Figure 2.** Classes of management: A - Mowed grassland (GR), B - Invaded unmowed grassland (CISC), C - unmowed grassland (CSC). All located in the experimental area in the Porto Alegre Botanical Garden, Porto Alegre, Rio Grande do Sul state, Brazil. Author: A, B, e C - Juliana Nunnenkamp.

As espécies amostradas no levantamento quantitativo foram analisadas quanto à sua área de ocorrência natural (nativa ou exótica - invasora ou não) e classificadas conforme suas formas de vida (Figura S4) (anuais, geófitas bulbosas, suculentas, ervas lignificadas, ervas não lignificadas, arbustos, subarbustos, decumbentes, rizomatosas, estoloníferas, rosetadas, touceiras solitárias ou conectadas) conforme a classificação proposta por Ferreira *et al.* (2020). Foram incluídas mais duas categorias de formas de vida (musgo e trepadeira), uma vez que a classificação em Ferreira *et al.* (2020) não aborda esses grupos funcionais.

#### *Análise de dados*

Para cada espécie em cada classe de manejo foram calculados os parâmetros de frequência absoluta e relativa (FA, FR), cobertura absoluta e relativa (CA, CR) e índice de valor de importância (IVI) (Mueller-Dombois & Ellenberg 1976). Para verificar se havia diferença entre as três classes de manejo (campo sem corte, campo invadido sem corte e gramado roçado) em relação à matriz de composição (cobertura de cada espécie de planta encontrada) e à matriz de dados das variáveis estruturais (serapilheira, solo descoberto e altura da vegetação), utilizamos a função Adonis2 (uma função baseada em permANOVA) seguida pela função Pairwise Adonis2 para verificar em quais das variáveis estruturais as classes estavam diferindo par a par, utilizando 9999 permutações e distância de Bray-Curtis. Foi adotado um nível de significância de  $p < 0,05$ .

Utilizamos uma análise de redundância (RDA) a partir de uma matriz de composição com as formas de vida para analisar a relação das variáveis estruturais - preditores (serapilheira, solo descoberto e altura da vegetação) e a composição florística de cada classe. Depois foram extraídos os eixos da RDA e, em seguida, plotados com as três classes de manejo no *ggplot2*. No primeiro momento, foi realizada uma RDA com base na cobertura das espécies e sua relação com as variáveis estruturais para cada classe de manejo. No segundo, foi realizada a correspondência das espécies vegetais em relação a suas formas de vida. Para avaliar a colinearidade entre preditores, nós verificamos o fator de inflação de variáveis (vif). A partir desse subconjunto, foi executada a

função *ordistep* que tem como objetivo verificar se as variáveis preditoras selecionadas contribuem na explicação do modelo.

Todas as análises foram realizadas no *software* R (RCore 2023), utilizando o pacote *vegan* (Oksanen *et al.* 2015).

## RESULTADOS

No levantamento quantitativo, encontramos 70 espécies, distribuídas em 20 famílias (Tabela S1). Deste total, 65 foram identificadas até o nível de espécie, 2 até o nível de gênero, duas até o nível de família (Asteraceae) e uma foi classificada como musgo. As famílias mais representativas, de forma geral, em termos de número de espécies, foram Poaceae (19 espécies), Asteraceae (14 espécies) e Fabaceae (6 espécies), sendo que Poaceae permaneceu sendo a família mais representativa em todas as classes de manejo. A classe de manejo campo sem corte (CSC) registrou a maior riqueza de espécies no levantamento (56 espécies), seguido da classe de manejo gramado roçado (GR) com 38 espécies e, por fim, a classe de manejo campo invadido sem corte (CISC) com 24 espécies. A média e o erro padrão (E.P.) do número de espécies por UA no CSC foi de 13 espécies (E.P. = 2 espécies), no CISC foi de 5 espécies (E.P. = 1 espécie) e no GR foi de 10 espécies (E.P. = 1 espécie).

Das 70 espécies, 55 espécies são nativas do Brasil conforme a plataforma Flora e Funga do Brasil (2020), 10 espécies são exóticas, sendo cinco espécies consideradas invasoras (incluindo *Senecio madagascariensis*) e cinco são naturalizadas (Tabela S2). Para as cinco plantas não identificadas até o nível da espécie, não foi possível verificar a naturalidade. A classe de manejo CSC apresentou a maior presença de espécies nativas (44 espécies) e a maior riqueza de formas de vida (15) (Tabela 1).

**Tabela 1.** Riqueza de espécies, riqueza de formas de vida e origem das espécies (nativas, exóticas naturalizadas e exóticas invasoras) conforme as três classes de manejo – campo sem corte (CSC), campo invadido sem corte (CISC) e gramado roçado (GR) em uma área experimental no Jardim Botânico de Porto Alegre, Porto Alegre, estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

**Table 1.** Species richness, richness of life forms and origin of species (native, naturalized exotic and invasive exotic) according to the three classes of management – unmowed grassland (CSC), unmowed

*invaded grassland (CISC) and mowed grassland (GR) in an experimental area at the Porto Alegre Botanical Garden, Porto Alegre, Rio Grande do Sul state, Brazil.*

Classe de manejo	Riqueza de espécies	Riqueza de Formas de Vida	Espécies nativas	Espécies exóticas naturalizadas	Espécies exóticas invasoras	Dados insuficientes para identificar origem
CSC	56	15	44	5	4	3
CISC	24	10	20	1	3	-
GR	38	11	31	2	3	2

As espécies *Senecio madagascariensis*, *Urochloa decumbens* e *Axonopus compressus* (Sw.) P. Beauv. foram as espécies que apresentaram o maior valor de cobertura relativa e o maior valor de frequência relativa nas classes de manejo (Tabela 2). *Senecio madagascariensis*, *U. decumbens* e *A. compressus* evidenciaram o maior valor de importância nas classes CSC, CISC e GR, respectivamente. *Senecio madagascariensis* e *Urochloa decumbens* foram espécies que apresentaram um alto valor de importância em mais de uma classe.

**Tabela 2.** Parâmetros fitossociológicos das principais espécies de cada classe de manejo – campo sem corte (CSC), campo invadido sem corte (CISC) e gramado roçado (GR) localizadas em uma área experimental no Jardim Botânico de Porto Alegre, Porto Alegre, estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Consideramos as três espécies de cada classe que apresentaram os maiores valores de IVI. FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa, CA = cobertura absoluta, CR = cobertura relativa e IVI = índice de valor de importância. As espécies estão em ordem decrescente. Espécies exótica invasoras encontram-se assinaladas em asteriscos.

**Table 2.** Phytosociological parameters of the main species of each class of management – unmowed grassland (CSC), unmowed invaded grassland (CISC) and mowed grassland (GR) located in an experimental area at the Porto Alegre Botanical Garden, Porto Alegre, Rio Grande do Sul state, Brazil. We considered the three species from each class that presented the highest IVI values. FA = absolute frequency, FR = relative frequency, CA = absolute coverage, CR = relative coverage and IVI = Importance value. The species are in descending order. Invasive alien species are marked with asterisks.

Classe de manejo	Espécie	FA	FR (%)	CA	CR (%)	IVI (%)
CSC	<i>Senecio madagascariensis</i> Poir. *	7,00	6,80	9,87	12,48	9,64
CSC	<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.	7,00	6,80	8,12	10,27	8,53
CSC	<i>Eragrostis plana</i> Nees *	2,00	1,94	7,00	8,85	5,40

Classe de manejo	Espécie	FA	FR (%)	CA	CR (%)	IVI (%)
CISC	<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster *	8,00	20,51	17,00	32,46	26,48
CISC	<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill.	1,00	2,56	11,25	21,48	12,02
CISC	<i>Senecio madagascariensis</i> Poir. *	5,00	12,82	3,50	6,68	9,75
GR	<i>Axonopus compressus</i> (Sw.) P. Beauv.	8,00	10,13	41,75	49,55	29,84
GR	<i>Paspalum notatum</i> Flügge	4,00	5,06	10,00	11,87	8,47
GR	<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster *	3,00	3,80	10,00	11,87	7,83

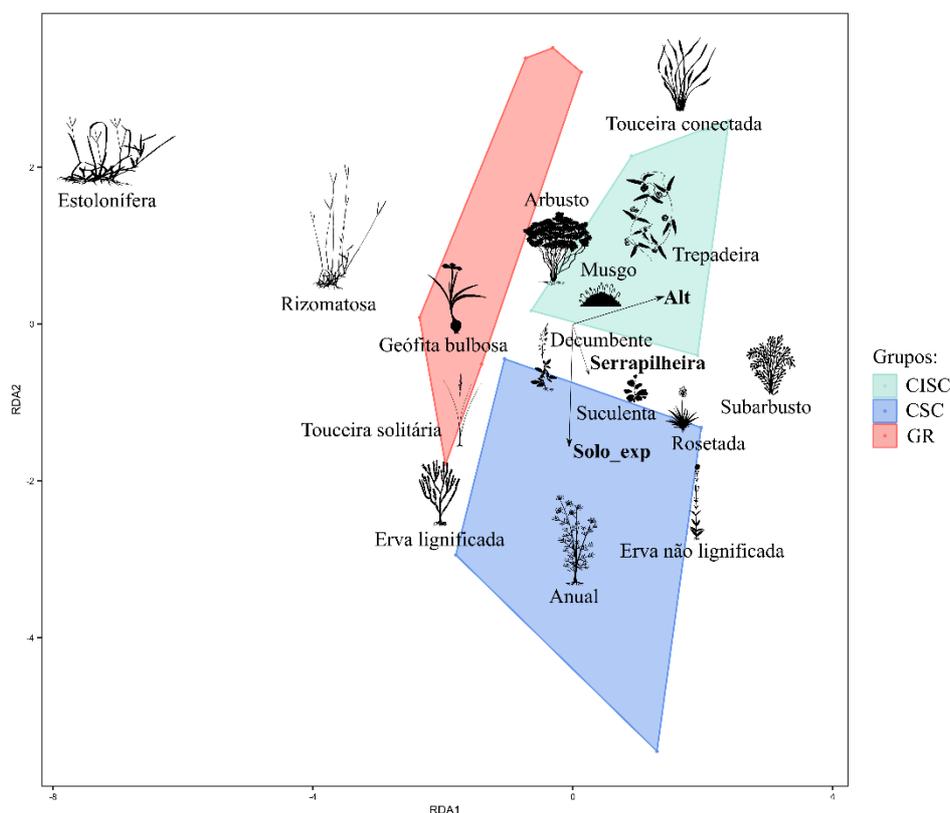
A análise Adonis2 confirmou que as três classes de manejo (CSC, CISC e GR) diferiram significativamente em termos de sua estrutura: GR demonstrou um valor médio da altura da vegetação menor, mas um valor maior de serrapilheira em comparação com CSC e CISC (Tabela 3, Tabela S3). A composição de espécies diferiu significativamente para todas as comparações ( $p < 0.001$ ) (Tabela S3). A altura da vegetação foi a única variável estrutural que apresentou diferenças significativas entre as três classes de manejo.

**Tabela 3.** Síntese dos resultados das análises Adonis2 e Pairwise Adonis2 em relação às variáveis estruturais e à composição vegetal nas três classes de manejo – campo sem corte (CSC), campo invadido sem corte (CISC) e gramado roçado (GR) localizadas em uma área experimental no Jardim Botânico de Porto Alegre, Porto Alegre, estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Letras diferentes representam que houve diferenças significativas entre as classes de manejo.

**Table 3.** Synthesis of the results of the Adonis2 and Pairwise Adonis2 analyzes in relation to structural variables and plant composition in the three classes of management – unmowed grassland (CSC), unmowed invaded grassland (CISC) and mowed grassland (GR) located in an experimental area at the Porto Alegre Botanical Garden, Porto Alegre, Rio Grande do Sul state, Brazil. Different letters represent that there were significant differences between management classes.

Classe de manejo/Variáveis estruturais	CSC	CISC	GR
Altura média da vegetação (cm)	31,5 a	48,6 b	3 c
Serrapilheira (%)	13,5 a	12,75 a	17,5 b
Solo descoberto (%)	5,4 a	0,3 b	2,8 b

Nós não encontramos colinearidade entre as variáveis estruturais utilizadas na RDA ( $vif < 2$ ). As variáveis ambientais solo exposto e serrapilheira não foram significativas na RDA, enquanto a altura da vegetação apresentou valor significativo ( $p = 0,002$ ). Considerando que analisamos somente três variáveis estruturais, optamos por manter todas as variáveis por dois motivos: ter variáveis de contraponto em relação a variável selecionada e permitir uma análise mais ampla dos resultados (Figura 3, detalhes na Tabela S3). A partir da RDA, pudemos perceber agrupamentos definidos entre as parcelas pertencentes a cada classe de manejo. As classes de manejo CSC e CISC foram mais caracterizadas por espécies com maior altura, como arbustos, subarbustos, touceiras, ervas lignificadas e ervas não lignificadas. Por outro lado, a classe de manejo GR foi marcada por espécies prostradas, como estoloníferas e rizomatosas.



**Figura 3.** Análise de redundância (RDA) ilustrando a relação das três classes de manejo localizadas na área experimental no Jardim Botânico de Porto Alegre, Porto Alegre, estado do Rio Grande do Sul, Brasil – campo sem corte (CSC), campo invadido sem corte (CISC) e gramado roçado (GR) – com as variáveis estruturais e as formas de vida. Variáveis estruturais: altura média da vegetação (Alt), serrapilheira (Serrapilheira) e solo exposto (Solo\_exp).

**Figure 3.** Redundancy analysis (RDA) illustrating the relationship of the three classes of management located in the experimental area in the Porto Alegre Botanical Garden, Porto Alegre, Rio Grande do Sul state, Brazil – unmowed grassland (CSC), unmowed invaded grassland (CISC) and mowed grassland (GR) - with structural variables and life forms. Structural variables average height of vegetation (Alt), dry biomass on the ground (Serrapilheira) and exposed soil (Solo\_exp).

## DISCUSSÃO

Nossos resultados nos permitiram avaliar quais foram os efeitos do término das roçadas na comunidade vegetal caracterizada, anteriormente, como um gramado, em uma área experimental no Jardim Botânico de Porto Alegre, RS com base na composição de espécies, formas de vida da vegetação e a relação entre a vegetação e suas variáveis estruturais. Ficou evidente que a alta cobertura da espécie exótica invasora braquiária *Urochloa decumbens*, observada na classe campo invadido sem corte (CISC), impacta a diversidade de plantas de forma muito negativa. Este efeito fica pouco evidente sob regime de roçadas frequentes, como observado na classe de manejo gramado roçado (GR) na qual a braquiária foi a espécie com o terceiro maior valor de importância. Embora a classe de manejo campo sem corte (CSC) tenha apresentado a maior presença em número de espécies exóticas (naturalizadas e invasoras) entre as classes, incluindo as espécies exóticas invasoras *Senecio madagascariensis* e *Eragrostis plana* entre as espécies com maiores valores de importância, nossos dados demonstram que a interrupção das roçadas permitiu, de forma geral, o desenvolvimento de uma maior riqueza de espécies nativas e de formas de vida quando comparado ao gramado com regime de roçadas frequentes.

Considerando as espécies com maiores índices fitossociológicos entre as três classes, a leguminosa naturalizada *Desmodium incanum* (Sw.) DC. tem sido encontrada com alta frequência em outros estudos em áreas urbanas, mas também ocorre em campos nativos (Boldrini *et al.* 2015). A gramínea nativa e estolonífera *Axonopus compressus* apresenta alto potencial de cobertura de solo e capacidade de propagação horizontal vegetativa, sendo comumente plantada em áreas de gramado (Nabinger & Agnol 2019). *Axonopus compressus*, mesmo com o término das roçadas, manteve-se presente em todas as classes de manejo. A cobertura densa de *U.*

*decumbens* torna essa espécie uma importante competidora frente às espécies nativas (Ferreira *et al.* 2016), levando a uma modificação na estrutura e composição das comunidades vegetais, como já documentado em outros trabalhos (*e.g.* Pivello *et al.* 1999, Cezimbra *et al.* 2021).

A maior porcentagem de solo descoberto encontrada em CSC pode ter ocorrido devido à crescente quantidade de biomassa morta e vegetação mais alta que, por sua vez, podem sombrear as espécies de crescimento mais prostrado (Ferreira *et al.* 2020), efeito que não ocorreu em CISC, devido, provavelmente, a alta presença de *U. decumbens*, que logo colonizou a área de solo descoberto com sua cobertura densa (Ferreira *et al.* 2016). *Senecio madagascariensis* pode ter tido sua colonização facilitada em ambientes de solo exposto pela alta produção de sementes com alta viabilidade e que são facilmente dispersas pelo vento (Nabinger & Dall'Agnol 2019) e pela ausência de controle das roçadas, como na classe de manejo CSC, visto que é uma planta oportunista, podendo se adaptar e se espalhar rapidamente em novas áreas (Wijayabandara *et al.* 2022). Apesar de *S. madagascariensis* apresentar comportamento invasivo e ter apresentado um valor de cobertura relativa alto na classe CSC, este não foi tão significativo quanto o de *U. decumbens* na classe CISC, provavelmente por ser uma espécie de ciclo de vida anual ou perene de vida curta (Tsutsumi 2011). É provável que *S. madagascariensis* teve facilidade em colonizar o ambiente já invadido por *U. decumbens* na classe de manejo CISC devido à combinação da sua dispersão e produção de sementes (Nabinger & Agnol 2019, Wijayabandara *et al.* 2022) junto ao término das roçadas.

Houve uma tendência das parcelas da classe CISC apresentarem valores mais altos de altura média da vegetação em comparação às outras duas classes, principalmente devido à altura da própria *U. decumbens*. Entre as espécies presentes nessas parcelas, cabe destacar algumas plantas mais altas, como *Baccharis spicata* (Lam.) Baill., que conseguem competir com a gramínea por luz. A gramínea *U. decumbens* também possibilita que espécies de forma de vida trepadeira tenham apoio para se desenvolver (Gentry 1991), assim como cria lugares mais sombreados e úmidos, sendo locais apropriados para o desenvolvimento de musgos (Lakatos 2011). Apesar das formas de vida anual e geófito bulbosa ocorrerem na classe de manejo GR, a

maior parte das espécies anuais estavam presentes na classe CSC e, das duas espécies de forma de vida geófitas bulbosa presentes na classe GR, uma delas ocorre também em CSC. Esse efeito geralmente não é observado, pois, em princípio, a exclusão de pastejo, ou de outro manejo, como as roçadas, promoveria um efeito negativo na diversidade de espécies geófitas e anuais devido ao aumento da serrapilheira de espécies cespitosas que acabam por não permitir o estabelecimento de espécies anuais (Ferreira *et al.* 2020, Schenkel *et al.* 2023). Além disso, a alta presença de espécies anuais pode ser indicativa de um estado mais ruderal da vegetação (Grime 1979).

O manejo confere uma grande importância à capacidade de rebrotamento após distúrbios (Fidelis & Pivello 2011). O regime de corte da vegetação pode até amenizar a invasão de *U. decumbens*, pois evita que ela se torne dominante no espaço e impede, através do corte, sua proliferação através de sementes, como observado na classe GR. Por outro lado, o rebrotamento acaba sendo estimulado com o corte da vegetação, assim como para outras espécies (Fidelis & Pivello 2011). O corte através das roçadas aumenta a proporção de espécies rosetadas e prostradas, onde a própria estrutura da vegetação, com folhas próximas ao solo, as protege da perda de biomassa (Schenkel *et al.* 2023). No entanto, em nosso estudo, a maior ocorrência de espécies rosetadas foram encontradas na classe CSC (6) e depois em GR (4). Isso pode ter ocorrido, supostamente, pelo histórico da área, que era mantido como gramado, mas também pelo poder competitivo da invasora *U. decumbens* e da gramínea nativa *A. compressus*.

Nossa pesquisa indica que o término das roçadas em áreas urbanas de gramado possibilita o desenvolvimento de uma grande diversidade de espécies herbáceas nativas e típicas da vegetação campestre (Figura 4), assim como verificado em outros estudos em gramados urbanos (Rolim & Overbeck 2023, Schenkel *et al.* 2023) ou, até mesmo, em áreas de gramado urbano do próprio Jardim Botânico de Porto Alegre (Rolim *et al.* 2014). A composição florística encontrada nesse trabalho, com Poaceae, Asteraceae e Fabaceae representando as famílias com maior número de espécies, corresponde ao padrão observado nos campos do RS (Boldrini 2009). Apesar de Fabaceae ser a terceira família mais representativa na análise geral dos dados, quando analisada cada classe de manejo, a família Apiaceae aparece como terceira família mais representativa nas

classes CSC e CISC. Pode-se verificar que, apesar da grande diversidade de espécies, muitas são consideradas espécies ruderais (Marcondes 2002), como *D. incanum*, *Schizachyrium microstachyum* (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R.Arrill. & Izag. e *Oxalis bipartita* A.St.-Hil., demonstrando o caráter de perturbação causado pela ação humana em ambientes urbanos (Schenkel *et al.* 2023). No entanto, os resultados também indicam que espécies exóticas invasoras podem se apropriar do ambiente antes ocupado por espécies nativas, já que as espécies exóticas invasoras também podem ser beneficiadas por mudanças no manejo.

Ahead of print

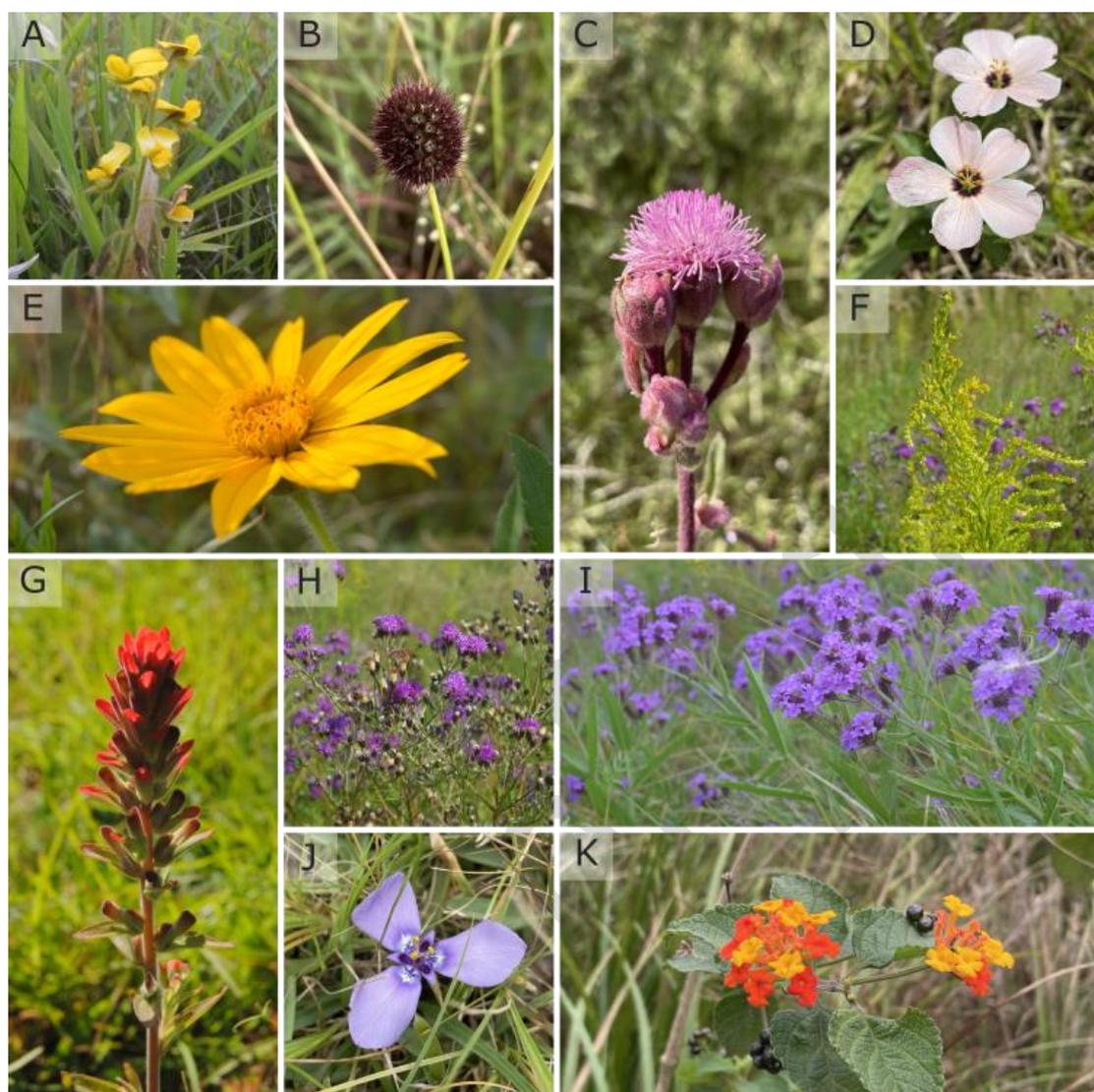


**Figura 4.** Exemplo da diversidade florística presente na área do experimento localizada no Jardim Botânico de Porto Alegre, Porto Alegre, estado do Rio Grande do Sul, Brasil: A - *Verbena litoralis* var. *subglabrata* (Moldenke) N.O'Leary (Verbenaceae), B - *Borreria verticillata* (L.) G.Mey. (Rubiaceae), C - *Chascolytrum subaristatum* (Lam.) Desv. (Poaceae), D - *Cyperus reflexus* Vahl (Cyperaceae), E - *Desmodium incanum* (Sw.) DC. (Fabaceae), F - *Cuphea glutinosa* Cham. & Schtdl. (Lythraceae), G - *Trifolium repens* L. (Fabaceae), H - *Schizachyrium microstachyum* (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R.Arrill. & Izag. (Poaceae), I - *Hypericum caprifoliatum* Cham. & Schtdl. (Hypericaceae), J - *Eryngium elegans* Cham. & Schtdl. (Apiaceae), K - *Sisyrinchium micranthum* Cav. (Iridaceae), L - *Eryngium horridum* Malme (Apiaceae), M - *Austroeupatorium inulaefolium* (Kunth) R.M.King & H.Rob. (Asteraceae), N - *Hypericum lorentzianum* Gilg ex R.Keller (Hypericaceae), O - *Cinnagrostis viridiflavescens* (Poir.) P.M. Peterson, Soreng, Romasch. & Barberá (Poaceae), P - *Oxalis bipartita* A.St.-Hil. (Oxalidaceae). Imagens:

A, C, E, G, H, J, L, M e P - Juliana Nunnenkamp; B, D, F, I, N e O - Caroline Nunnenkamp; K - Mariana Siqueira.

**Figure 4.** Example of floristic diversity present in the experiment area located in the Porto Alegre Botanical Garden, Porto Alegre, state of Rio Grande do Sul, Brazil: A - *Verbena litoralis* var. *subglabrata* (Moldenke) N.O'Leary (Verbenaceae), B - *Borreria verticillata* (L.) G.Mey. (Rubiaceae), C - *Chascolytrum subaristatum* (Lam.) Desv. (Poaceae), D - *Cyperus reflexus* Vahl (Cyperaceae), E - *Desmodium incanum* (Sw.) DC. (Fabaceae), F - *Cuphea glutinosa* Cham. & Schltdl. (Lythraceae), G - *Trifolium repens* L. (Fabaceae), H - *Schizachyrium microstachyum* (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R.Arrill. & Izag. (Poaceae), I - *Hypericum caprifoliatum* Cham. & Schltdl. (Hypericaceae), J - *Eryngium elegans* Cham. & Schltdl. (Apiaceae), K - *Sisyrinchium micranthum* Cav. (Iridaceae), L - *Eryngium horridum* Malme (Apiaceae), M - *Austroeupatorium inulaefolium* (Kunth) R.M.King & H.Rob. (Asteraceae), N - *Hypericum lorentzianum* Gilg ex R.Keller (Hypericaceae), O - *Cinnagrostis viridiflavescens* (Poir.) P.M. Peterson, Soreng, Romasch. & Barberá (Poaceae), P - *Oxalis bipartita* A.St.-Hil. (Oxalidaceae). Images: A, C, E, G, H, J, L, M e P - Juliana Nunnenkamp; B, D, F, I, N e O - Caroline Nunnenkamp; K - Mariana Siqueira.

No levantamento quantitativo realizado, as parcelas foram dispostas aleatoriamente respeitando os três tipos de manejo presentes na área do experimento, porém, parte da diversidade florística presente na área do experimento não foi amostrada. Dessa forma, consideramos importante também apresentar aqui parte dessa diversidade florística encontrada fora das parcelas no presente trabalho (Figura 5), visto que são espécies típicas do bioma Pampa (Boldrini *et al.* 2015) e cuja ocorrência enfatiza o potencial florístico em EVU campestres. Além disso, o potencial ornamental das espécies nativas pode ser percebido como uma atividade econômica alternativa, auxiliando na manutenção e conservação sustentável da vegetação campestre (Porto *et al.* 2021).



**Figura 5.** Diversidade florística ausente no levantamento, mas presente na área até então tratada como gramado no Jardim Botânico de Porto Alegre, Porto Alegre, estado do Rio Grande do Sul, Brasil: A - *Crotalaria tweediana* Benth. (Fabaceae), B - *Eryngium sanguisorba* Cham. & Schltdl. (Apiaceae), C - *Campuloclinium macrocephalum* (Less.) DC. (Asteraceae), D - *Piriqueta suborbicularis* (A.St.-Hil. & Naudin) Arbo (Turneraceae), E - *Aspilia montevidensis* (Spreng.) Kuntze (Asteraceae), F - *Solidago chilensis* Meyen (Asteraceae), G - *Castilleja arvensis* var. *pastorei* (Hicken) J.M. Egger (Orobanchaceae), H - *Vernonanthura nudiflora* (Less.) H.Rob. (Asteraceae), I - *Verbena rigida* Spreng. (Verbenaceae), J - *Herbertia lahue* (Molina) Goldblatt (Iridaceae), K - *Lantana camara* L. (Verbenaceae). Imagens: B, C, D, J e K - Juliana Nunnenkamp; A, E, F, H, I - Caroline Nunnenkamp; G - Mariana Siqueira.

**Figure 5.** Floristic diversity absent in the survey, but present in the area until then treated as lawn in the Porto Alegre Botanical Garden, Porto Alegre, state of Rio Grande do Sul, Brazil: A - *Crotalaria tweediana* Benth. (Fabaceae), B - *Eryngium sanguisorba* Cham. & Schltdl. (Apiaceae), C - *Campuloclinium macrocephalum* (Less.) DC. (Asteraceae), D - *Piriqueta suborbicularis* (A.St.-Hil. & Naudin) Arbo (Turneraceae), E - *Aspilia montevidensis* (Spreng.) Kuntze (Asteraceae), F - *Solidago chilensis* Meyen (Asteraceae), G - *Castilleja arvensis* var. *pastorei* (Hicken) J.M. Egger (Orobanchaceae), H - *Vernonanthura nudiflora* (Less.) H.Rob. (Asteraceae), I - *Verbena rigida* Spreng. (Verbenaceae), J - *Herbertia lahue* (Molina) Goldblatt (Iridaceae), K - *Lantana camara* L. (Verbenaceae). Images: B, C, D, J e K - Juliana Nunnenkamp; A, E, F, H, I - Caroline Nunnenkamp; G - Mariana Siqueira.

### *Considerações finais*

Os ecossistemas não florestais, como os do bioma Pampa, são comumente negligenciados, embora cubram grandes áreas do Brasil e apresentam níveis de biodiversidade comparáveis às florestas (Overbeck *et al.* 2022). Portanto, iniciativas que busquem divulgar a diversidade são fundamentais, bem como é necessário aproximar o conhecimento da importância dos campos à sociedade a fim de conscientizar o coletivo para valorizar as formações campestres e evitar sua extinção (Porto *et al.* 2021). O ambiente urbano é importante nesse sentido, já que possibilita o contato de uma grande parte da população humana com a natureza e a biodiversidade nativa.

Nosso estudo ilustra as diferenças em termos de estrutura, composição e diversidade a partir dos efeitos do término das roçadas em um experimento instalado numa área até então tratada como gramado no Jardim Botânico de Porto Alegre, RS. Ficou evidente que interromper o regime de roçadas possibilita um aumento rápido da diversidade, no entanto, os nossos resultados também demonstram que a presença de espécies exóticas invasoras pode ser problemática e exige medidas de controle. Neste caso, a mudança no manejo permitiu, nas áreas sem corte, o desenvolvimento de vegetação nativa típica dos campos do bioma Pampa, tornando essas áreas de gramado não manejadas excessivamente interessantes do ponto de vista paisagístico, além de aumentarem a qualidade de habitat. O caráter mais ruderal dessa vegetação nesse curto período do experimento era esperado devido ao alto impacto antrópico pelas roçadas antes do estudo e pelo estágio inicial de sucessão ecológica da comunidade. Futuras atividades de pesquisa devem focar nas medidas de manejo necessárias para manter, ou ainda aumentar, a diversidade em áreas de vegetação urbana. Como a vegetação campestre necessita de um regime de distúrbios para a manutenção da sua diversidade (Overbeck *et al.* 2022), pode ser implementado um manejo mais extensivo, por exemplo, através de roçadas periódicas a cada dois ou três anos, em mosaicos, assim mantendo uma heterogeneidade alta e diversidade não só de plantas, mas também de outros organismos que utilizam a vegetação. Recomendamos para pesquisas futuras, avaliar qual a frequência e altura de corte e quais as épocas do ano mais adequadas para realizar o corte da

vegetação, assim como avaliar a aceitação pelo público da vegetação que surge, de uma forma um tanto imprevisível como resultado desse manejo alternativo.

Estudos de comparação de comunidades vegetais em relação ao efeito de manejo, como o aqui apresentado, são um primeiro passo para uma melhor compreensão da importância da conservação da diversidade de espécies vegetais de formações campestres e de quais formas de manejo são mais adequadas em espaços urbanos, despertando o coletivo para uma melhor valorização do potencial paisagístico nativo que áreas de gramado podem apresentar. Jardins Botânicos, como o de Porto Alegre, são ambientes excelentes para implementar experimentos como o aqui apresentado, possibilitando a integração de pesquisa e conservação para um público amplo.

#### **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos às botânicas Juliana Schaefer e Cleusa Vogel Ely pela ajuda na identificação das plantas. Agradecemos também à arquiteta paisagista Mariana Siqueira por disponibilizar suas fotos para ilustrar a biodiversidade encontrada na área do projeto. Agradecemos aos alunos de graduação da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Thiago Rambo Martins e Arthur Lenzi da Silva, pela ajuda durante as atividades de levantamento em campo. Agradecemos, em especial, à equipe do Jardim Botânico de Porto Alegre, principalmente Daniel Brambilla, Diretor do Jardim Botânico no início do projeto, e Priscila Porto Alegre Ferreira, pelo apoio durante a execução do projeto.

#### **REFERÊNCIAS**

- Andrade, B. O., Boldrini, I. I., Cadenazzi, M., Pillar, V. D., & Overbeck, G. E. 2019. Grassland vegetation sampling - a practical guide for sampling and data analysis. *Acta Botanica Brasílica*, 33(4), 786–795. DOI: 10.1590/0102-33062019abb0160
- Aronson, M. F. J., Lepczyk, C. A., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., MacIvor, J. S., Nilon, C. H., & Vargo, T. 2017, May 1. Biodiversity in the city: key challenges for urban

green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment* Wiley Blackwell. DOI: 10.1002/fee.1480

Apfelbeck, B., Snep, R. P. H., Hauck, T. E., Ferguson, J., Holy, M., Jakoby, C., Scott MacIvor, J., Schär, L., Taylor, M., & Weisser, W. W. 2020. Designing wildlife-inclusive cities that support human-animal co-existence. *Landscape and Urban Planning*, 200. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2020.103817

Blackmore, L. M., & Goulson, D. 2014. Evaluating the effectiveness of wildflower seed mixes for boosting floral diversity and bumblebee and hoverfly abundance in urban areas. *Insect Conservation and Diversity*, 7(5), 480–484. DOI: 10.1111/icad.12071

Boldrini, I. I. 2009 A flora dos Campos do Rio Grande do Sul. In: Pillar, V. D., Müller, S. C., Castilhos, Z. M. S., & Jacques, A. V. A (Eds.), *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade*. pp. 65–87. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas.

Boldrini, I. I., Overbeck, G. E. & Trevisan, R. 2015. Biodiversidade de Plantas. In: Pillar, V.P. & Lange, O. (Eds.), *Os Campos do Sul*. pp. 52-61. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos, UFRGS.

Bueno, O.L. & Martins, S.M. 1986. A flora e vegetação espontânea do Jardim Botânico de Porto Alegre, RS – fanerógamas herbáceas e arbustivas. *Iheringia. Série Botânica* 35(1): 5-23.

Burghardt, K. T., Tallamy, D. W., & Gregory Shriver, W. 2009. Impact of native plants on bird and butterfly biodiversity in suburban landscapes. *Conservation Biology*, 23(1), 219–224. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.01076.x

Cezimbra, L. D., Porto, A. B. & Overbeck, G. E. 2021. Invasão por Gramíneas Exóticas em Campos sobre Paleodunas: Efeitos na Diversidade Florística. *Oecologia Australis*, 25(4), 821–833. DOI: 10.4257/oeco.2021.2504.03

Chollet, S., Brabant, C., Tessier, S., & Jung, V. 2018. From urban lawns to urban meadows: Reduction of mowing frequency increases plant taxonomic, functional and phylogenetic

- diversity. *Landscape and Urban Planning*, 180, 121–124. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2018.08.009
- Da Silva, L. F. 2014. *Gênese e Classificação de Solos do Jardim Botânico de Porto Alegre, RS*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. p. 86.
- Ferreira, L. V., Parolin, P., Matos, D. C. L., Cunha, D. A., Chaves, P. P., & Neckel, S. O. 2016. The effect of exotic grass *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster (Poaceae) in the reduction of species richness and change of floristic composition of natural regeneration in the Floresta Nacional de Carajás, Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 88, 589–597. DOI: 10.1590/0001-3765201620150121
- Ferreira, P. M. A., Andrade, B. O., Podgaiski, L. R., Dias, A. C., Pillar, V. D., Overbeck, G. E., Milton de, S. M., & Boldrini, I. I. 2020. Long-term ecological research in southern Brazil grasslands: Effects of grazing exclusion and deferred grazing on plant and arthropod communities. *PLoS ONE*, 15(1). DOI: 10.1371/journal.pone.0227706
- Fidelis, A. & Pivello, V. R. 2011. Deve-se Usar o Fogo como Instrumento de Manejo no Cerrado e Campos Sulinos? *Biodiversidade Brasileira*, 1(2), 12-25. DOI: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v1i2.102
- Flora e Funga do Brasil. 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Retirado de <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acessado em 30 de março de 2023.
- Fuller, R. A., Irvine, K. N., Devine-Wright, P., Warren, P. H., & Gaston, K. J. 2007. Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters*, 3(4), 390–394. DOI: 10.1098/rsbl.2007.0149
- Garbuzov, M., Fensome, K. A., & Ratnieks, F. L. W. 2015. Public approval plus more wildlife: Twin benefits of reduced mowing of amenity grass in a suburban public park in Saltdean, UK. *Insect Conservation and Diversity*, 8(2), 107–119. DOI: 10.1111/icad.12085
- Gentry, A. H. 1991. The distribution and evolution of climbing plants. In: Putz, F. E. & Mooney, H. A. (Eds.), *The biology of vines*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 3-49. DOI: 10.1017/CBO9780511897658.003

- Glufke, C. 2014. Plano Diretor do Jardim Botânico de Porto Alegre. 2. ed. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul: p. 110.
- Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D.N., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P., Andersson, E., Hamstead, Z. & Kremer, P. 2013. Urban Ecosystem Services. In: Elmqvist, T., et al. (Eds.), *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. Springer Dordrecht Heidelberg New York London. pp. 175-252. DOI: 10.1007/978-94-007-7088-1
- Grime, J. P. 2006. *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. New Jersey: John Wiley & Sons: p. 466
- Hoyle, H., Jorgensen, A., Warren, P., Dunnett, N., & Evans, K. 2017. "Not in their front yard" The opportunities and challenges of introducing perennial urban meadows: A local authority stakeholder perspective. *Urban Forestry and Urban Greening*, 25, 139–149. DOI: 10.1016/j.ufug.2017.05.009
- Ignatieva, M., Ahrné, K., Wissman, J., Eriksson, T., Tidåker, P., Hedblom, M., Kätterer, T., Marstorp, H., Berg, P., Eriksson, T., & Bengtsson, J. 2015. Lawn as a cultural and ecological phenomenon: A conceptual framework for transdisciplinary research. *Urban Forestry and Urban Greening*, 14(2), 383–387. DOI: 10.1016/j.ufug.2015.04.003
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2019. Lista Município Biomas. Retirado de <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15842-biomas.html?=&t=downloads>. Acessado em 30 de Maio de 2023.
- Irvine, K.N., Fuller, R.A., Devine-Wright, P., Tratalos, J., Payne, S. R., Warren, P. H., Lomas, K. J. & Gaston, K. J. 2010. Ecological and Psychological Value of Urban Green Space. In: Jenks, M. & Jones, C. (Eds), *Dimensions of the Sustainable City*. Springer Dordrecht Heidelberg London New York. pp. 215-238. DOI: 10.1007/978-1-4020-8647-2
- Jiang, Y., & Yuan, T. 2017. Public perceptions and preferences for wildflower meadows in Beijing, China. *Urban Forestry and Urban Greening*, 27, 324–331. DOI: 10.1016/j.ufug.2017.07.004

- Klaus, V. H. 2013. Urban grassland restoration: A neglected opportunity for biodiversity conservation. *Restoration Ecology*, 21(6), 665–669. DOI: 10.1111/rec.12051
- Lakatos, M. 2011. Lichens and Bryophytes: Habitats and Species. In: Lüttge, U., Beck, E., Bartels, D. (Eds), *Plant Desiccation Tolerance*. Ecological Studies, vol 215, Springer, Berlin, Heidelberg. pp. 65-87. DOI: 10.1007/978-3-642-19106-0\_5
- Lerman, S. B., Contosta, A. R., Milam, J., & Bang, C. 2018. To mow or to mow less: Lawn mowing frequency affects bee abundance and diversity in suburban yards. *Biological Conservation*, 221, 160–174. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.01.025
- Marcondes, I. 2002. A influência da Urbanização na distribuição da vegetação na cidade de Curitiba – Paraná. Master thesis. Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná. p. 90.
- Miller, J. R., & Hobbs, R. J. 2002. Conservation Where People Live and Work. *Conservation Biology*. Vol. 16 p. 330–337.
- Mody, K., Lerch, D., Müller, A. K., Simons, N. K., Blüthgen, N., & Harnisch, M. 2020. Flower power in the city: Replacing roadside shrubs by wildflower meadows increases insect numbers and reduces maintenance costs. *PLoS ONE*, 15(6). DOI: 10.1371/journal.pone.0234327
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. 1976. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. Wiley and Sons.
- Müller, N., Ignatieva, M., Nilon, C.H., Werner, P. & Zipperer, W. C. 2013. Patterns and Trends in Urban Biodiversity and Landscape Design. In: Elmqvist, T., et al. (Eds.), *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. Springer Dordrecht Heidelberg New York London. pp. 175-252. DOI: 10.1007/978-94-007-7088-1
- Nabinger, C. & Dall'Agnol, M. A. 2019. Guia para reconhecimento de espécies dos campos sulinos. Ibama 2. ed, Brasília: p. 132.
- Norton, B. A., Bending, G. D., Clark, R., Corstanje, R., Dunnett, N., Evans, K. L., Grafius, D. R., Gravestock, E., Grice, S. M., Harris, J. A., Hilton, S., Hoyle, H., Lim, E., Mercer, T. G.,

- Pawlett, M., Pescott, O. L., Richards, J. P., Southon, G. E., & Warren, P. H. 2019. Urban meadows as an alternative to short mown grassland: effects of composition and height on biodiversity. *Ecological Applications*, 29(6). DOI: 10.1002/eap.1946
- Overbeck, G. E., Vélez-Martin, E., Menezes, L. da S., Anand, M., Baeza, S., Carlucci, M. B., Dechoum, M. S., Durigan, G., Fidelis, A., Guido, A., Moro, M. F., Munhoz, C. B. R., Reginato, M., Rodrigues, R. S., Rosenfield, M. F., Sampaio, A. B., Barbosa da Silva, F. H., Silveira, F. A. O., Sosinski, Ê. E., Staude, I. R., Temperton, V. M., Turchetto, C., Veldman, J. W., Viana, P. L., Zappi, D. C., & Müller, S. C. 2022, September 1. Placing Brazil's grasslands and savannas on the map of science and conservation. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* Elsevier GmbH. DOI: 10.1016/j.ppees.2022.125687
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. & Wagner, H. 2015. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.1-295. Retirado de <http://CRAN.Rproject.org/package=vegan>
- Pardee, G. L., & Philpott, S. M. 2014. Native plants are the bee's knees: local and landscape predictors of bee richness and abundance in backyard gardens. *Urban Ecosystems*, 17(3), 641–659. DOI: 10.1007/s11252-014-0349-0
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633–1644. DOI: 10.5194/hess-11-1633-2007
- Pivello, V.R., Shida, C.N. & Meirelles, S.T. 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* (8), 1281–1294. DOI: 10.1023/A:1008933305857
- Porto, A. B., Rolim, R. G., da Silveira, F. F., Overbeck, G. E. & Salatino, A. 2021. Consciência Campestre: um chamado para o (re)conhecimento aos campos. *Bio Diverso*, v. 1: Conservação & Desenvolvimento Sustentável, 164-188. Disponível em: <https://drive.google.com/file/d/1-cfpaLLa-Qa9XAlFwLh94TWQW7ZoH2tf/view>

- Projeto RS Biodiversidade. 2016. Caderno de Resultados II: Estratégias e políticas públicas para o controle das espécies exóticas invasoras. 1. ed. Porto Alegre: Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável; Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. p. 52. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201706/28164322-exoticas-invasoras-versaodigital.pdf>
- RCore Team. 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Acessado de <https://www.R-project.org> em 02 de março de 2023.
- Rio Grande Do Sul, Portaria Sema nº 79, de 31 de outubro de 2013. Reconhece a lista de espécies exóticas invasoras do estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201612/23180118-portaria-sema-79-de-2013-especies-exoticas-invasoras-rs.pdf>
- Rolim, R. G. & Overbeck, G. E. 2023. Vegetação campestre nativa do bioma Pampa, caracterização de fragmento e conservação pelo uso. Iheringia. Série Botânica ISSN ONLINE 2446-8231. DOI: 10.21826/2446-82312023v78e2023014
- Rolim, R. G., Setubal, R. B., Casagrande, A., Rivas, M. I. E., Nardin, J. A. D., Proença, M. L., Sandri, S. M., Bonilha, C. L., & Boldrini, I. I. 2014. Composição e estrutura de vegetação campestre em áreas com orientação norte e sul no Jardim Botânico de Porto Alegre, RS, Brasil. Iheringia, Série Botânica., 69(2), 433–449.
- Sandifer, P. A., Sutton-Grier, A. E., & Ward, B. P. 2015, April 1. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. Ecosystem ServicesElsevier B.V. DOI: 10.1016/j.ecoser.2014.12.007
- Schenkel, M. H., Porto, A. B. & Overbeck, G. E. 2023. Gramados Urbanos: A Surpreendente Diversidade de Espécies Encontradas no Campus do Vale da UFRGS (RS, Brasil) e suas Potencialidades. Oecologia Australis, 1-26. ID: AO#58361

- Sehrt, M., Bossdorf, O., Freitag, M., & Bucharova, A. 2020. Less is more! Rapid increase in plant species richness after reduced mowing in urban grasslands. *Basic and Applied Ecology*, 42, 47–53. DOI: 10.1016/j.baae.2019.10.008
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyra, L. R. 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(40), 16083–16088. DOI: 10.1073/pnas.1211658109
- Smetana, S. M., & Crittenden, J. C. 2014. Sustainable plants in urban parks: A life cycle analysis of traditional and alternative lawns in Georgia, USA. *Landscape and Urban Planning*, 122, 140–151. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2013.11.011
- Smith, L. S., Broyles, M. E. J., Larzleer, H. K., & Fellowes, M. D. E. 2015. Adding ecological value to the urban lawnscape. Insect abundance and diversity in grass-free lawns. *Biodiversity and Conservation*, 24(1), 47–62. DOI: 10.1007/s10531-014-0788-1
- Tsutsumi, M. 2011. Current and potential distribution of *Senecio madagascariensis* Poir. (fireweed), an invasive alien plant in Japan. *Grassland Science*, 57(3), 150–157. DOI: 10.1111/j.1744-697X.2011.00222.x
- Wijayabandara, K., Campbell, S., Vitelli, J., Shabbir, A., & Adkins, S. 2022, January 1. Review of the biology, distribution, and management of the invasive fireweed (*Senecio madagascariensis* Poir). *PlantsMDPI*. DOI: 10.3390/plants11010107

### **Material Suplementar**

**Tabela S1.** Lista de espécies encontradas durante levantamento florístico em uma área experimental no Jardim Botânico de Porto Alegre, Porto Alegre, estado do Rio Grande do Sul, Brasil com valor de cobertura relativa (CR), frequência relativa (FR) e valor de importância (IVI) para cada classe de manejo: campo sem corte (CSC), campo invadido sem corte (CISC) e gramado roçado (GR).

**Table S1.** List of species found during a floristic survey in an experimental area at the Porto Alegre Botanical Garden, Porto Alegre, Rio Grande do Sul state, Brazil with relative coverage value (CR), relative frequency (FR) and importance value (IVI) for each class of management: unmowed grassland (CSC), unmowed invaded grassland (CISC) and mowed grassland (GR).

**Tabela S2.** Lista de espécies encontradas na área do experimento localizada no Jardim Botânico de Porto Alegre, Porto Alegre, estado do Rio Grande do Sul, Brasil com suas respectivas formas de vida baseado em Ferreira *et al.* 2020 e origem (nativa, exótica naturalizada ou exótica invasora).

**Table S2.** List of species found in the experimental area located in the Porto Alegre Botanical Garden, Porto Alegre, Rio Grande do Sul state, Brazil with their respective life forms based on Ferreira *et al.* 2020 and origin (native, naturalized exotic or invasive exotic).

**Tabela S3.** Resultados das análises de dados a partir do experimento localizado no Jardim Botânico de Porto Alegre, Porto Alegre, estado do Rio Grande do Sul, Brasil: Adonis2, Pairwise Adonis2 e análise de redundância (RDA). Legenda: classes de manejo - campo sem corte (CSC), campo invadido sem corte (CISC) e gramado roçado (GR); Trat\_manejo - dados de cobertura das espécies; variáveis estruturais - altura média da vegetação (ALT), solo descoberto (SOLODES) e serrapilheira (SERR). Códigos significantes: 0 '\*\*\*' 0,001 '\*\*' 0,01 '\*' 0,05 '.' 0,1 '.' 1.

**Table S3.** Data analysis results from the experiment located at the Porto Alegre Botanical Garden, Porto Alegre, Rio Grande do Sul state, Brazil: Adonis2, Pairwise Adonis2 and redundancy analysis (RDA). Legend: management classes - unmowed grassland (CSC), unmowed invaded grassland (CISC) and mowed grassland (GR); Trat\_manejo - plant species cover data; structural variables - average height of vegetation (ALT), dry biomass on the ground (SERR) and exposed soil (SOLODES). Significant codes: 0 '\*\*\*' 0,001 '\*\*' 0,01 '\*' 0,05 '.' 0,1 '.' 1.

**Figura S4.** Classificação das formas de vida da vegetação campestre. Baseado em Ferreira *et al.* 2020. Autora: Juliana Nunnenkamp.

**Figure S4.** Classification of grassland plant life forms. Based on Ferreira *et al.* 2020. Author: Juliana Nunnenkamp.

Submitted: 27 October 2023

Accepted: 11 September 2024

Published online: 26 September 2024

Associate Editor: Edson Gomes de Moura-Júnior