

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

Trabalho de Conclusão em Ciências Biológicas

**Efeitos atuais e históricos do uso da terra na diversidade e
composição de invertebrados terrestres nos Campos de Cima da Serra
(RS, Brasil)**

Aline Gonçalves Soares

Orientadora: Dr^a. Luciana Regina Podgaiski

Porto Alegre

2016

ALINE GONÇALVES SOARES

**Efeitos atuais e históricos do uso da terra na diversidade e
composição de invertebrados terrestres nos Campos de Cima da Serra
(RS, Brasil)**

Trabalho de Conclusão apresentado à
Comissão de Graduação do curso de
Ciências Biológicas – Bacharelado da
Universidade Federal do Rio Grande do
Sul, como requisito parcial e obrigatório
para a obtenção do grau de Bacharel em
Ciências Biológicas.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Gerhard Ernst Overbeck

Prof. Dr. Luiz Alexandre Campos

Prof^ª. Dr^ª. Luciana Regina Podgaiski

Porto Alegre, Novembro de 2016

Agradecimentos

À minha família por todo o apoio e incentivo ao longo de toda a graduação, principalmente à minha mãe Tânia pelo amor, companheirismo e torcida, sem nunca deixar de acreditar em mim.

Ao Tiago, por sempre me apoiar e estar ao meu lado durante toda essa etapa da minha vida, vivendo momentos semelhantes ao meu e, por isso, tendo a paciência necessária para entender minhas mudanças de humor.

À minha orientadora, Luciana Podgaiski, por ter me selecionado para trabalhar nesse laboratório que tanto me identifiquei, por ter aceitado me orientar, pela parceria, paciência e por todos os ensinamentos ao longo dessa trajetória.

Ao professor Milton Mendonça Jr. por ter me acolhido em seu laboratório e pelos ensinamentos em sua disciplina que me foram úteis na realização desse trabalho.

Aos meus colegas e amigos do Laboratório de Ecologia de Interações pelo auxílio em inúmeras situações e por todos os momentos de risadas e cafés que sempre me deram ânimo. Em especial aos meus amigos William Dröse e Camila Dias por todo auxílio nas análises e interpretações deste trabalho.

Aos amigos que a biologia me deu, Fê, Ju, Melina, Lyssa, Marina, Tamara, Ramoim, Artur e todos aqueles que estiveram comigo nos momentos de apreensão por provas, mas também nos momentos de descontração, por compartilharem essa loucura que é o curso de biologia, as frustrações (que foram muitas) e as alegrias.

Aos membros da banca examinadora, Dr. Gerhard Overbeck e Dr. Luiz Alexandre Campos, por aceitarem o convite e pela avaliação deste trabalho.

Aos pesquisadores da TUM pelo financiamento do projeto e pela realização das coletas utilizadas neste trabalho, Julia-Maria Hermann, Sebastian Meyer, Martin Gossner, Wolfgang Weisser e Johannes Kollmann.

Ao Dr. Luciano Moura por ter me acolhido como estagiária, pelo auxílio na identificação dos coleópteros e por todos os ensinamentos e conversas regadas a chimarrão com erva-mate pura folha.

Aos meus amigos de sempre, que acompanharam minha trajetória desde a preparação para o vestibular até o presente momento, e que só tenho a agradecer toda a amizade, parceria e compreensão pelas várias recusas às saídas.

Agradeço a todos que fizeram parte desse momento tão importante na minha vida.

Muito Obrigada!

“O jovem que deseja ser cientista – e à ciência dedicar todo o seu tempo e amor – tem pelo menos três certezas: a de que morrerá um dia (como todo mundo), a de que não ficará rico (como quase todo mundo) e a de que se divertirá muito (como pouca gente).”

Newton Freire Maia

Manuscrito formatado conforme as normas editoriais da
revista *Journal of Insect Conservation*.

**Efeitos atuais e históricos do uso da terra na diversidade e
composição de invertebrados terrestres nos Campos de Cima da Serra
(RS, Brasil)**

Aline Soares¹ & Luciana Podgaiski¹ *

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Instituto de Biociências,
Departamento de Ecologia, Laboratório de Ecologia de Interações.

* Outros autores serão adicionados na publicação

Aline Gonçalves Soares

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS,

Departamento de Ecologia, Laboratório de Ecologia de Interações.

Av. Bento Gonçalves, 9500, Prédio 43422, sala 120

91540-000, Porto Alegre, RS, Brasil

soares.alineg@gmail.com

Telefone: (51) 3308 7660

Resumo

O aumento na intensidade de manejo e as mudanças do uso da terra são considerados os maiores agentes modeladores da perda da biodiversidade mundial. Campos são ambientes já associados a distúrbios, como pastejo e fogo, mas o sobre-pastejo e a conversão em agricultura e silvicultura tem ameaçado a manutenção da sua biodiversidade. Avaliamos a diversidade e a composição de invertebrados terrestres em 80 sítios campestres com diferentes práticas de manejo nos Campos de Cima da Serra, RS. Foram comparados campos primários (CP) com baixa (BA), média (ME) e alta intensidade (AL) de manejo, e campos secundários (CS), pós-agricultura (AG) e pós-plantações de *Pinus* (PI). Invertebrados foram coletados com amostrador de sucção elétrica entre os anos de 2013 e 2015. Foram identificados 23 grupos taxonômicos e 31 famílias de Coleoptera. Dentre os táxons, Collembola, Acari, Hemiptera e Formicidae foram os mais abundantes, e o grupo funcional mais frequente foi de detritívoros, seguido por herbívoros e o menos frequente foi de predadores. Já com relação aos coleópteros, Staphylinidae, Chrysomelidae, Curculionidae e Corylophidae foram as famílias mais abundantes, e os herbívoros predominaram devido principalmente ao grande número de indivíduos das famílias Curculionidae e Chrysomelidae, seguidos de predadores e detritívoros. A maior abundância de invertebrados em AL pode estar relacionada à composição de plantas local, com grande proporção de espécies forrageiras, que sustentariam cadeias alimentares maiores. Os resultados indicam que a conversão dos campos podem ter efeitos duradouros, provavelmente devido à disponibilidade de nutrientes no solo, afetando tanto a vegetação quanto as comunidades animais.

Palavras-chave: Ecossistemas campestres, Biodiversidade, Manejo, Coleoptera, Grupos funcionais.

Introdução

A biodiversidade enfrenta pressões crescentes de ações humanas locais e globais, como a fragmentação, conversão e degradação de habitats, que vem transformando rapidamente diversos ecossistemas (Hobbs *et al.* 2009; Newbold *et al.* 2015). Dentre as diversas ações antropogênicas, o aumento na intensidade de manejo e as mudanças do uso da terra são considerados os maiores agentes modeladores da perda da biodiversidade (Lange *et al.* 2011). Como resultado destas intervenções, o risco de extinção das espécies está aumentando, enquanto os tamanhos das populações estão em declínio (Liu *et al.* 2015). No entanto, a maioria dos estudos tem se concentrado na situação global de espécies, enquanto que a segurança em longo prazo de muitas funções e serviços ecossistêmicos é provavelmente dependente da biodiversidade local (Newbold *et al.* 2015).

Os ecossistemas são beneficiados pela biodiversidade, explorando de forma mais completa os recursos ambientais, já que diferentes espécies ocupam diferentes nichos ecológicos (Spehn *et al.* 2005). Características ecológicas como a diversidade funcional limitam o conjunto de espécies que podem potencialmente interagir em um determinado lugar e tempo, e tem o potencial de revelar padrões gerais da estrutura de comunidades ecológicas e permitir inferências sobre aspectos históricos da ecologia de comunidades (Silva & Brandão 2010). Dessa forma, incorporar características funcionais em pesquisas de biodiversidade pode ajudar a compreender melhor os efeitos das mudanças de uso da terra sobre a biodiversidade (Liu *et al.* 2015). A variação nas características funcionais também pode afetar as respostas das espécies à mudança ambiental, como, por exemplo, o uso de fertilizantes e pesticidas pode afetar animais detritívoros que contribuem para o ecossistema através da nutrição vegetal, rotatividade de carbono, desintoxicação, e qualidade do solo, e os predadores que são importantes reguladores naturais de pragas (Birkhofer *et al.* 2016).

Os campos do sul do Brasil, também denominados Campos Sulinos, estão inseridos em dois biomas – Pampa e Mata Atlântica – e representam um mosaico de práticas de manejo e histórias de uso da terra, existindo poucos estudos sobre padrões de biodiversidade, funções ecossistêmicas e conservação após mudanças no uso da terra. Estes ecossistemas encontram-se ameaçados global, regional e localmente, e seu grau de

proteção é muito baixo, sendo que a maior parte está em áreas privadas com uso pastoril e sob a iminência de conversão para outros usos (Pillar & Vézé 2010). Atualmente, a área dos campos está cada vez menor devido principalmente à expansão da agricultura, que até o ano de 2007 já dominava mais da metade das áreas campestres, e também à expansão do uso silvicultural (Overbeck *et al.* 2007; Lange *et al.* 2011). Além disso, a necessidade de aumento da produtividade também levou à expansão das pastagens adubadas e sobressemeadas com espécies forrageiras exóticas, levando ao surgimento de novos ecossistemas (Nabinger *et al.* 2009). Como forma de reverter a perda das áreas campestres, o abandono da agricultura e da silvicultura tem sido promovido pelo governo brasileiro desde o ano de 2006, o que resultou no surgimento de ambientes híbridos, mantendo algumas das características originais, além de novos elementos. Da mesma forma, mudanças maiores podem resultar em novos ecossistemas, compreendendo diferentes espécies, interações e funções (Hobbs *et al.* 2009).

Os campos se mantêm desde a época da colonização europeia através do manejo tradicional (Nabinger *et al.* 2000). Distúrbios como o pastejo e as queimadas impedem a dominância de plantas lenhosas e contribuem para a manutenção de vegetação campestre composta por plantas de diferentes grupos de plantas, assim garantindo a diversidade vegetal (Luza *et al.* 2014). De acordo com Hobbs e colaboradores (2009), normalmente a maior riqueza de espécies é observada em sistemas tradicionalmente com manejo e estes podem servir como ecossistemas de referência. A medida mais comum para conservar os campos é interromper os distúrbios, excluindo o pastoreio e as queimadas, no entanto essas pastagens abandonadas podem representar outro tipo de ecossistema híbrido, que difere em grande parte dos campos de referência (Overbeck *et al.* 2007). Os distúrbios são importantes para a manutenção do campo, pois possibilitam a renovação dos processos sucessionais promovendo a heterogeneidade espacial, impedindo que poucas espécies, competitivamente superiores, dominem a comunidade e diminuam a diversidade de espécies (Pillar & Vézé 2010). Estudos nos Campos Sulinos demonstraram a influência positiva de distúrbios na diversidade de espécies vegetais e alguns invertebrados terrestres em que o manejo por pastejo e o uso do fogo parecem ser fundamentais para a preservação da característica do estado ecológico e fisionômico dos campos (Overbeck *et al.* 2007; Podgaiski *et al.* 2013).

O uso da terra é um dos principais impulsionadores das mudanças na biodiversidade e nos processos ecossistêmicos (Foley *et al.* 2005). O nível geral do

conhecimento sobre os invertebrados terrestres dos Campos Sulinos é precário, e por esse motivo muito pouco pode ser dito acerca da riqueza, composição e peculiaridade dos diversos grupos de invertebrados campestres do sul do Brasil, ainda que tais grupos representem a maior parte da biodiversidade dos Campos Sulinos, assim como de qualquer outro ecossistema do planeta (Bencke 2009). Os artrópodes representam mais de 80% de todas as espécies animais já descritas, e ocupam a maior diversidade possível de ecossistemas, microhábitats e nichos, desempenhando muitas funções ecológicas chave, que afetam uma ampla variedade de processos ecológicos e serviços ecossistêmicos relacionados ao solo (Kremen *et al.* 1993; Ruppert & Barnes 2005). É difícil prever exatamente a magnitude de tais serviços, já que a contribuição dos animais aos processos ecossistêmicos pode diferir consideravelmente entre as áreas, devido a diferenças locais ou regionais na abundância e no papel funcional de cada espécie (Birkhofer *et al.* 2016). Estudos anteriores sobre diversidade de invertebrados demonstraram que o aumento da intensidade do uso da terra diminui a abundância e a diversidade de invertebrados (Hendrickx *et al.* 2007; Lange *et al.* 2011). Por serem geralmente muito abundantes e possuírem capacidade de resposta rápida a mudanças de hábitat, os invertebrados são importantes referências para pesquisa sobre as consequências da modificação do campo. Este projeto investiga se as comunidades de invertebrados terrestres diferem entre os estágios de degradação de campos com diferentes potenciais de mudanças abióticos e bióticos, e quais são os fatores que conduzem cada função.

O presente trabalho faz parte do projeto de pesquisa denominado “*Avaliação do impacto de mudanças no uso da terra na região dos Campos de Cima da Serra: possibilidades de restauração?*”, realizado no Rio Grande do Sul, Brasil, financiado pela Technical University Munich (TUM), Alemanha, em colaboração com o Departamento de Botânica e Ecologia da UFRGS, coordenado pelos pesquisadores Johannes Kollmann, Wolfgang W. Weisser (TUM) e Gerhard Ernst Overbeck (UFRGS). Em geral, os objetivos deste projeto guarda-chuva são: testar a aplicabilidade do conceito de ecossistemas de referência, híbridos e novos ecossistemas, avaliar o potencial de restauração de áreas com diferentes tipos de uso da terra - com base em fatores bióticos e abióticos - e investigar se os estágios de degradação das áreas diferem em nível ou nas funções do ecossistema. Os dados das comunidades de invertebrados aqui utilizados são oriundos do projeto acima citado.

Este trabalho tem como objetivo avaliar as respostas das comunidades de invertebrados terrestres nos Campos Sulinos, em campos primários com diferentes intensidades de manejo, e campos secundários com histórico de conversão dos campos para outros usos. A partir de informações sobre abundância, riqueza e composição de táxons e grupos funcionais de invertebrados, pretendemos comparar campos primários (CP) com baixa (CP-BA), média (CP-ME) e alta intensidade (CP-AL) de manejo, e campos secundários (CS), pós-agricultura (CS-AG) e pós-plantações de *Pinus* (CS-PI), a fim de confirmar se campos secundários causam maior impacto na diversidade de artrópodes quando comparados a campos primários, e também se o tipo de manejo afeta de forma negativa a comunidade local de invertebrados. Nossas hipóteses, com base em estudos anteriores (Krues e Tscharrntke 2002; Gossner 2014) são que campos com baixa intensidade de manejo apresentem maior diversidade de artrópodes, principalmente de detritívoros, pois estes campos têm maior quantidade matéria orgânica depositada no solo (maior biomassa). Também esperamos que campos intensamente manejados resultem em menor diversidade de artrópodes, visto que apresentam menor quantidade de biomassa.

Material e Métodos

Área de Estudo

O presente estudo foi realizado nos Campos de Cima da Serra, em uma área que cobre cerca de 4800 km², localizada entre 28° 58' S e 29° 26' S, e entre 49° 58' W e 50° 36' W. Estas áreas predominam em zonas de maior altitude, com cotas superiores a 800m. Os campos são ecossistemas naturais da região sul do Brasil, e ocorrem em dois Biomas, Pampa e Mata Atlântica, com sua vegetação característica (Boldrini *et al.* 2009). Desenvolvem-se sob clima temperado e úmido, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano, abrigam uma rica diversidade faunística, incluindo espécies endêmicas e ameaçadas de extinção (Bencke 2009). Além disso, contribuem na conservação dos recursos hídricos, no acúmulo de carbono no solo, são fonte de forrageio para a atividade pastoril e oferecem beleza cênica, dentre outros serviços ambientais (Boldrini *et al.* 2009).

Na região dos Campos de Cima da Serra encontram-se Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária) e Campos, geralmente formando mosaicos. Em função do clima frio, alta precipitação pluviométrica e altitude elevada, o nível de endemismo nos campos é alto, com plantas que possuem adaptações a este ambiente específico (Pillar *et al.* 2009). Ainda, atualmente, há uma substituição das áreas de campo por silviculturas de *Pinus*, *Eucalyptus* e *Acacia*, além das extensas áreas de produção latifundiária de grãos, especialmente a soja, que contribuiu para dizimar também a grande maioria das formações florestais da Região Sul do País (IBGE 2004). O manejo tradicional dos campos tem sido a pastagem extensiva de gado, incluindo queima anual de pasto (Boldrini 2009). O fogo e o pastejo tiveram extrema importância para a composição florística, pois com a supressão do fogo e pastejo ocorre a expansão florestal. Dessa maneira, para manter os campos, seria necessária a intervenção humana. As mudanças estruturais dos campos, bem como a perda da biodiversidade, despertaram o interesse científico na conservação de pastagens, com o desenvolvimento recente de estratégias de manejo para a conservação e restauração (Overbeck *et al.* 2007).

Amostragem

Os diferentes campos da região dos Campos de Cima da Serra (Fig 1) consistem em três categorias primárias e duas categorias secundárias. Comparamos a diversidade e composição de táxons em campos primários (CP) que diferem somente na sua intensidade de manejo, apresentando baixa (CP-BA), média (CP-ME) e alta (CP-AL) intensidade, e campos secundários (CS), após a agricultura (CS-AG) e plantações de *Pinus* (CS-PI) (Fig. 2). Os CP-BA são aqueles campos excluídos de manejo; os CP-ME representam campos tradicionalmente manejados com pastejo e queimadas eventuais a cada um ou dois anos; e os CP-AL são campos fertilizados e sobressemeados com espécies forrageiras para o gado e sem queimadas (Tabela 1). As duas categorias de pastagem secundárias são áreas que voltaram à sucessão natural após um período de uso intenso, e distinguem-se pela natureza da sua utilização histórica: áreas utilizadas para agricultura (CS-AG), incluindo adubação e preparo da terra, e áreas onde havia plantações de *Pinus* (CS-PI) para exploração de madeira. Ambos os campos secundários tem a presença do gado, com taxas geralmente altas em antigas agriculturas e mais baixas em antigas silviculturas. Embora nenhuma categoria inclua queimadas com exceção do manejo tradicional, eventos de incêndios acidentais ou naturais podem ocorrer em outras categorias. Para distinguir os campos de média intensidade, com

manejo tradicional, das outras categorias, especialmente campos de baixa intensidade, uma frequência mínima de dois incêndios nos últimos cinco anos antes da amostragem foi determinada como um pré-requisito para os campos de média intensidade (Tabela 1).

Um total de 80 sítios foi selecionado por um método randomizado-estratificado, com pelo menos dez repetições dentro de cada tipo de uso da terra, em dois períodos distintos: o primeiro de novembro 2013 a fevereiro de 2014 e o segundo, de novembro de 2014 a janeiro de 2015. As áreas adequadas para amostragem foram escolhidas através de avaliação de imagens de satélite seguido por comunicação com o proprietário do terreno para reunir informações sobre o histórico de uso da terra passado e atual (Fig 2). Para os CP isso incluía o ano da conversão do campo para silvicultura ou agricultura, e o ano em que o uso cessou. Para CP-AL e CP-BA, o ano que o manejo aumentou ou diminuiu de intensidade foi registrado. Além disso, informações sobre queimadas e intensidade de pastejo foram coletadas, incluindo informações sobre onde possa ter ocorrido um ou ambos de forma acidental.

A coleta dos invertebrados foi realizada em três parcelas circulares (0,25 m² cobertos por uma gaiola) distribuídas aleatoriamente dentro de cada sítio com o auxílio de um amostrador de sucção elétrica (aspirador/ soprador de folhas Stihl) durante três minutos (Fig 1). Os invertebrados coletados foram transferidos para frascos contendo álcool 70%, para posterior triagem. Em laboratório foi realizada a limpeza dos frascos e feito a triagem de cada frasco para contabilizar os animais coletados. Em seguida, os mesmos foram identificados em grupos taxonômicos superiores (e.g. ordem) e grupos funcionais. Os grupos funcionais considerados foram: (i) predadores, alimentando-se de diferentes tipos de presas (Costa *et al.* 2010), (ii) herbívoros, alimentando-se exclusivamente de plantas ou de seus produtos e (iii) detritívoros, utilizando matéria orgânica em decomposição como alimento (Meyer 2005).

A atribuição dos táxons superiores aos grupos funcionais foi facilitada em alguns grupos devido à generalização dos hábitos alimentares de seus representantes (e.g. Araneae são predadores, Collembola detritívoros e Orthoptera herbívoros), mas limitada para outros, apresentando espécies com hábitos alimentares mais diversificados. Dessa forma, os grupos taxonômicos Acari, Formicidae, Diptera, Psocoptera, Thysanoptera e Opiliones foram excluídos destas análises em razão da dificuldade de incluir cada um destes grupos em apenas uma guilda trófica. Em especial, a ordem Coleoptera foi

identificada em nível de família para a indicação mais precisa dos grupos funcionais, em razão de sua representatividade e importância tanto em relação à biodiversidade quanto ao funcionamento dos ecossistemas (Liu *et al.* 2015). Cada família de Coleoptera foi designada a um grupo funcional de acordo com Marinoni *et al.* (2001) e conhecimento de especialista (Dr. Luciano Moura, MCN FZBRS, Porto Alegre). Algumas famílias de Coleoptera foram classificadas em determinada guilda trófica em razão da maioria dos representantes da família possuírem esse hábito alimentar (e.g. Staphylinidae e Coccinellidae predadores), por esse motivo salientamos que é necessário cautela na interpretação dos resultados.

Análise dos dados

Para este trabalho, foram consideradas as seguintes variáveis resposta das comunidades de invertebrados: abundância, riqueza de grupos taxonômicos – incluindo as famílias de Coleoptera, composição de grupos taxonômicos e composição de famílias de Coleoptera. As diferenças em termos de abundância e riqueza entre as categorias e os efeitos históricos dos usos da terra e práticas de manejo atuais foram analisadas com análises de variância (ANOVA). Para as análises testando as categorias de uso atual da terra, em caso da ANOVA indicar diferenças entre tratamentos, foi utilizado teste de Tukey *a posteriori* para identificar quais tratamentos diferiram entre si.

Para análise da composição dos grupos taxonômicos foram utilizadas análises multivariadas (e.g. NMDS e ANOSIM). Considerando somente aqueles grupos com abundância superior a 0,2% da abundância total. Para a mesma análise foram consideradas somente as famílias de Coleoptera que representaram mais de 5% da abundância total.

Devido ao elevado número de indivíduos quantificados neste trabalho, os dados de abundância, tanto para os táxons quanto para as famílias de coleópteros, foram analisados utilizando Log (x+1), com o objetivo de diminuir a discrepância entre indivíduos de uma mesma amostra. Todas as análises foram realizadas no software Past v2.17c (Hammer & Harper 2001).

Resultados

Foram contabilizados 98.829 indivíduos, distribuídos em 23 grupos taxonômicos superiores; Collembola (37%), Acari (21%), Hemiptera (13%) e Formicidae (11%) foram os mais abundantes (Tabela 2). Dentre estes, o grupo funcional mais frequente foi de detritívoros (66%), seguido por herbívoros (25%) e o menos frequente foi de predadores (9%).

Em relação ao número de indivíduos capturados, a coleta de invertebrados foi bem distribuída entre os dois anos de amostragem. No ano de 2014 foram coletados 48.974 indivíduos, representando 49,55% do total de todo o trabalho. No ano de 2015 cerca de 49.855 indivíduos foram coletados e identificados (50,44%). Em ambos os anos de coleta o grupo funcional de detritívoros foi o mais abundante, com uma média de $19722,5 \pm 405,5$ indivíduos, seguido por herbívoros (8316 ± 1418), e os predadores foram os menos abundantes ($3255,5 \pm 364,5$).

Os coleópteros totalizaram 3.598 indivíduos contabilizados, correspondendo a 3,6% da fauna total, e distribuídos em 31 famílias, sendo Staphylinidae (28%), Chrysomelidae (22%), Curculionidae (16%) e Corylophidae (15%) as mais abundantes (Tabela 3). Com relação às guildas tróficas, os herbívoros predominaram (45,24%) devido principalmente ao grande número de indivíduos das famílias Curculionidae e Chrysomelidae que, somados, correspondem a 39% dos besouros coletados; os predadores totalizaram 34,38% dos besouros classificados e os detritívoros 20,37%.

Riqueza total

A riqueza total de táxons (Fig 3) diferiu entre CP e CS ($F_{1, 78} = 10,66$; $P=0,001$), onde os CP apresentaram uma maior riqueza, com média $14,13 \pm 0,39$, enquanto CS apresentaram média de $12,17 \pm 0,44$. Os tipos de uso também apresentaram diferença ($F_{4, 75} = 3,49$ $P=0,01$), em que CP-AL foram mais ricos ($15,1 \pm 0,50$) do que CS-AG ($11,68 \pm 0,68$).

Riqueza de famílias de Coleoptera

A riqueza de famílias de Coleoptera (Fig 3) foi diferente significativamente somente entre os tipos de uso da terra ($F_{4, 75} = 13,68$; $P<0,001$). A maior riqueza foi observada em CP-AL (média $9,2 \pm 0,59$). Os campos secundários também diferiram

entre si, sendo que CS-PI apresentou a menor riqueza de famílias ($4,73 \pm 0,35$) do que CS-AG ($6,84 \pm 0,36$).

Abundância de táxons

A abundância total de táxons apresentou diferença entre tipos de uso da terra ($F_{4, 75} = 8,68$; $P < 0,001$) (Fig. 4), sendo maior em CP-AL ($3,37 \pm 0,09$) dentre todos os outros tipos, e também houve diferença entre CS-AG ($3,02 \pm 0,08$) e CS-PI, sendo que CS-PI apresentaram a menor abundância total ($2,70 \pm 0,07$). CP ($3,02 \pm 0,04$) e CS ($2,88 \pm 0,06$) apresentaram diferença marginalmente significativa ($F_{1, 78} = 3,41$ $P = 0,06$).

Abundância de Grupos funcionais:

Predadores

A abundância total de predadores foi diferente entre tratamentos de uso da terra ($F_{4, 75} = 7,48$; $P < 0,001$) (Fig. 4) sendo maior em CP-AL ($2,13 \pm 0,07$) do que nos outros tipos, com exceção de CP-BA que não apresentaram diferença significativa ($1,91 \pm 0,07$). A respeito dos campos secundários ($F_{1, 78} = 13,42$; $P < 0,001$), CP apresentaram maior abundância ($1,9 \pm 0,04$) do que CS ($1,63 \pm 0,06$).

Herbívoros

Com relação à abundância de herbívoros ($F_{4, 75} = 11,96$; $P < 0,001$), CP-AL difeririam significativamente de CP-BA e de CP-ME, apresentando maior abundância com média de $2,5 \pm 0,09$, enquanto que CP-BA apresentou média de $2,1 \pm 0,07$ e CP-ME $2,05 \pm 0,06$. CS-PI apresentaram a menor abundância ($1,69 \pm 0,07$) e, portanto, foram diferentes de todos os outros tipos de uso da terra (Fig. 4).

Detritívoros

Para abundância de detritívoros ($F_{4, 75} = 4,26$; $P < 0,01$), os resultados indicam que CP-AL apresentaram maior abundância ($2,88 \pm 0,15$) quando comparados com CP-ME ($2,39 \pm 0,08$) e CS-PI ($2,12 \pm 0,18$). CP foram mais abundantes do que CS ($F_{1, 78} = 3,82$; $P = 0,05$) (Fig. 4).

Composição de táxons:

A composição dos grupos taxonômicos (Fig. 5) diferiu significativamente entre todos os tipos de uso da terra (ANOSIM; R: 0,1956; $p < 0,01$), assim como entre os campos primários e secundários (ANOSIM; R: 0,1685; $p < 0,01$). A partir de análise do diagrama de NMDS, verifica-se uma maior proximidade das unidades amostrais dos sítios primários, e uma maior dispersão das unidades amostrais dos sítios secundários. Isto sugere que sítios campestres primários tem uma composição mais semelhante entre si do que os sítios secundários.

Composição de Famílias de Coleoptera:

Os tipos de uso da terra e o aspecto histórico influenciam significativamente a composição de famílias de Coleoptera (ANOSIM; tipos de uso: R: 0,2767, $p < 0,01$; histórico: R: 0,2033, $p < 0,01$). O gráfico mostra que os sítios campestres secundários são mais próximos entre si, bem como os sítios primários. Há, portanto, uma perceptível diferença da composição entre o uso atual da terra e o uso histórico (Fig 6).

Discussão

Nossos resultados corroboram a hipótese de que campos secundários, desenvolvidos após outros usos, apresentam menor diversidade de artrópodes do que campos primários que nunca foram convertidos. Com relação à intensidade de manejo, os resultados observados apontam maior riqueza e abundância total de táxons, e também maior abundância dos três grupos funcionais de invertebrados terrestres aqui analisados em campos primários com alta intensidade de manejo. Campos manejados em baixa e média intensidade foram similares em todas as análises, sugerindo que a intensidade de manejo destes campos (e.g. frequência de queimadas e pastejo) não causa efeito significativo na fauna local, ambos podendo ser considerados como áreas de referência para a fauna de invertebrados. Dessa forma, somente o manejo de alta intensidade afeta significativamente a fauna local. As diferenças na riqueza e abundância de táxons entre tratamentos mostraram um padrão muito consistente para todos os artrópodes. Como regra geral, a diversidade foi menor em campos que uma vez já foram plantações de *Pinus* e foi maior em campos primários altamente manejados. Para discutirmos estes

dados, cada tratamento será abordado individualmente, e explanaremos sobre todas as respostas obtidas.

Campos altamente manejados apresentaram-se em média mais ricos em táxons superiores de invertebrados do que os demais tratamentos, porém diferindo significativamente apenas de campos pós-agricultura. Esse resultado pode ser reflexo de uma diferença na composição da vegetação destes campos, onde foi feito uso de fertilizantes e plantio de espécies exóticas, alterando outras variáveis bióticas e abióticas (McLauchlan *et al.* 2006). A maior abundância total de táxons em campos altamente manejados sugere que a composição da vegetação, com uma grande proporção de espécies de plantas forrageiras (i.e. plantas utilizadas como fonte de alimento para os ruminantes), possa sustentar cadeias alimentares maiores. De acordo com Liu e colaboradores (2014) o aumento da intensidade do uso da terra pode resultar em maior produtividade, proporcionando maior quantidade de recursos alimentares, beneficiando muitas espécies que se deslocam entre os habitats naturais e manejados. Os resultados da riqueza de coleópteros foram semelhantes aos de abundância total, podendo ser explicados pelos mesmos motivos acima citados.

Com relação aos herbívoros, a maior abundância em campos com alta intensidade de manejo pode estar associada à fertilização e outros recursos que favorecem o pastejo pelos ruminantes, e que por isso apresentam uma vegetação de melhor qualidade (e.g. nitrogênio) e, por consequência, poderiam também favorecer os invertebrados herbívoros. Ebeling e colaboradores (2014) observaram que o aumento na diversidade de espécies de plantas, juntamente com o aumento da razão C:N dessas, refletiu em um maior abundância de artrópodes herbívoros. A ideia de que herbívoros diminuem a produtividade da planta e, por conseguinte, seu desempenho em decorrência de se alimentar dela, pode ser observada de forma contrária, onde os herbívoros podem aumentar a produtividade da planta ao reciclar os nutrientes e desencadear processos fisiológicos, como o crescimento compensatório.

Sabe-se que a estabilidade dos predadores é afetada negativamente pela intensidade do uso da terra por meio de uma diminuição da diversidade de plantas (Simons 2015). Woodcock e colaboradores (2009) relacionaram a arquitetura da vegetação como o principal condutor da diversidade de artrópodes (tanto para herbívoros quanto para predadores). Gonçalves-Silva e colaboradores (2015) em seu

trabalho associaram a baixa dispersão de aranhas com a preferência de algumas destas espécies por determinadas espécies vegetais, levando à especialização de hábitat por características que favoreçam o seu desempenho. Em contrapartida, além da afinidade dos predadores pela estrutura vegetação, eles também tendem a ocupar nichos que possuam grande disponibilidade de presas, desempenhando um importante papel inclusive no controle de pragas (Nyffeler & Sunderland 2003). Podemos esperar, por exemplo, uma maior quantidade de besouros da família Staphylinidae em campos com maior densidade de afídeos, onde esses predadores têm mostrado aglomeração em áreas de alta densidade de presas (Clough *et al.* 2006). Nossos resultados indicam que os invertebrados predadores parecem estar respondendo a um efeito cascata, seguindo suas presas. Com exceção de campos com baixa intensidade de manejo, a diferença de predadores entre campos altamente manejados e os demais tratamentos pode ser explicada pela hipótese dos inimigos naturais, onde se assume que a abundância e diversidade de predadores aumenta onde houver maior disponibilidade de presas, e essas encontram-se em comunidades de plantas com maior riqueza de espécies e variedade de habitats (Jactel *et al.* 2005).

Espera-se que áreas com baixa intensidade de manejo apresentem maior abundância de detritívoros, já que estas áreas possuem maior quantidade de biomassa e massa morta disponível (Krues e Tschardtke 2002; Gossner 2014). Ebeling e colaboradores (2014) encontraram maior abundância de decompositores em áreas com maior diversidade de plantas, atribuindo esses efeitos positivos da diversidade de plantas nos processos de decomposição a uma maior produtividade de comunidades de plantas mais diversas e, portanto, à disponibilidade elevada de alimento, pois a quantidade de material disponível está correlacionada positivamente com a biomassa acima do solo. É possível observar em nossos resultados que Collembola, Gastropoda (Tabela 1), Corylophidae e Ptiliidae (Tabela 2) foram os detritívoros mais abundantes em campos altamente pastejados, enquanto que outros grupos como Blattodea, Isopoda, Diplopoda, Amphipoda e Annelida responderam dentro do esperado, mostrando-se mais abundantes em campos primários de baixa ou média intensidade. Uma explicação para este resultado pode ser a quantidade de ruminantes nas áreas com alta intensidade de manejo, pois nesses locais há uma maior pressão de pastejo (Tabela 1), o que pode levar a uma maior quantidade de esterco, tornando o local atrativo para os decompositores coprófagos. Algumas espécies de Collembola são oportunistas e são capazes de explorar

condições ideais como e quando surgem no campo. Casos de explosão populacional de *Collembola* devido à alta disponibilidade de recursos já foram registrados na literatura (Hopkin 1997). Outro fator que pode influenciar o número de colêmbolos encontrados em campos com alta intensidade de manejo é a disponibilidade de nitrogênio no solo, como foi observado por Fountain e colaboradores (2008), em que registraram um aumento de colêmbolos juvenis conforme aumentava a concentração de nitrogênio e cal no solo. Os besouros da família Ptiliidae são característicos de esterco, alimentando-se dos fungos que crescem na matéria orgânica em decomposição (Anlas 2011). Os representantes da família Corylophidae também são fungívoros, e se alimentam de fungos que crescem em compostagens ou em superfícies cobertas com fungos esporulantes (Marinoni *et al.* 2001). Seria interessante fazer uma análise correlacionando a diversidade dos invertebrados com a disponibilidade de pelotas fecais do gado em cada tratamento, bem como determinar as espécies de decompositores presentes nessas áreas para confirmar essa hipótese.

Em estudo sobre grupos funcionais de coleópteros em campos, Liu e colaboradores (2014) também observaram uma maior abundância de decompositores em campos com alta intensidade de manejo, atribuindo esse resultado à qualidade do manejo, que reflete na qualidade do solo, e à alta diversidade de espécies vegetais presentes nas áreas amostradas. Hunton e Giller (2003) também observaram relação entre a abundância de predadores e a diversidade da vegetação, onde a diversidade de invertebrados decompositores diminuiu com o aumento da intensidade de manejo em áreas de baixa diversidade estrutural da vegetação. Outro ponto a ser destacado em relação aos besouros é que em diversas pastagens onde há disponibilidade de hábitat e recursos suficientes, como abrigo e alimento, as espécies de decompositores podem evitar os efeitos negativos do aumento da intensidade do uso da terra dispersando entre habitats intensamente manejados e habitats naturais/semi-naturais (Duelli & Obrist 2003).

O uso histórico mostra-se um importante fator na estrutura da comunidade de invertebrados. Campos utilizados para práticas agrícolas parecem ter uma recuperação lenta, corroborando a afirmativa de Wilson e colaboradores (1999), de que a intensificação da atividade agrícola é uma das principais causas da perda de biodiversidade, e os efeitos desta prática sobre a diversidade de artrópodes são tradicionalmente mediados por mudanças na composição e na estrutura da vegetação.

Dependendo do nível de esgotamento do solo, campos abandonados após a agricultura necessitam de um longo período de recuperação, que pode chegar a aproximadamente 50 anos para recuperar suas condições originais (Baer *et al.* 2002). A perda da riqueza de espécies em campos com agricultura foi observada por Hendricx e colaboradores (2007), que sugerem que essa diminuição possa ter ocorrido devido ao esgotamento de espécies especializadas e tipicamente mais competitivas, caracterizadas principalmente por baixa capacidade de dispersão, enquanto que espécies pouco competitivas e com maior mobilidade ocupam essas áreas mais facilmente.

Com o pressuposto de que mudanças no uso da terra, e as pressões a elas associadas, reduzem fortemente a biodiversidade local (Newbold *et al.* 2015), a diferença entre agricultura e silvicultura sugerem que campos pós-plantação de *Pinus* causam maior impacto na biodiversidade do que campos pós-agricultura. Esse resultado pode ser explicado pela considerável modificação no pH e na composição do solo (e.g. teor de argila e silte), além de mudanças na relação C:N em que esse tipo de prática resulta (Feng *et al.* 2014), afetando a vegetação e as comunidades de artrópodes. A demora na regeneração das características do campo mesmo após a reconversão desfavorece o estabelecimento de diversas espécies que ali ocorriam originalmente.

As respostas obtidas neste trabalho nos mostram que não só campos secundários têm efeitos sobre a diversidade de invertebrados, mas também a intensidade de manejo nos campos primários tem o seu papel na manutenção ou na modificação da estrutura das comunidades de invertebrados. Embora não tenhamos analisado a composição de espécies vegetais, sabemos que elementos de manejo como a adubação e o plantio de espécies palatáveis ao gado, favorecendo o pastejo em campos altamente manejados, além do uso de pesticidas e fertilizantes na agricultura e alteração dos componentes do solo na silvicultura ocasionaram modificações na composição da vegetação nos sítios campestres amostrados, os quais foram explorados em outro trabalho (Koch *et al.* 2016). Como perspectivas ao aprimoramento do presente trabalho e para melhor interpretar as respostas dos artrópodes ao manejo serão realizadas investigações sobre o papel da composição vegetal, estrutura de hábitat e recursos da organização das comunidades. Assim, será possível, por exemplo, avaliar se as respostas de detritívoros (e.g. Collembola) estão associadas a disponibilidade de esterco, a relação de predadores e detritívoros com a complexidade da arquitetura da vegetação, bem como dos herbívoros com plantas forrageiras, e como todas estas relações são modeladas pelo

pastejo. Um ponto a ser observado em nosso trabalho é o fato de que as análises foram feitas para grupos taxonômicos mais amplos, e devemos considerar a possibilidade de que alguns grupos mais abundantes (e.g. Collembola, Hemiptera) tenham influenciado os nossos resultados em termos de grupos funcionais. Também seria interessante aprofundar o conhecimento taxonômico dos grupos de artrópodes aqui mencionados, a fim de buscar respostas mais precisas sobre os fatores que influenciam cada espécie.

Referências Bibliográficas

- Aerts R, Honnay O (2011) Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC Ecology* 11(29). doi: 10.1186/1472-6785-11-29
- Anlas S (2011) Studies on the Dung-inhabiting Beetles (Insecta: Coleoptera) Community of Western Anatolia, Turkey. *Ecologia Balkanica* 3(2)
- Baer SG, Blair JM, Rice CW (2002) Changes in Ecosystem Structure and Function along a Chronosequence of Restored Grasslands. *Ecological Applications*. doi: 10.2307/3099932
- Batáry P, Báldi A, Szél G, Podlussány A, Rozner I, Erdös S (2007) Responses of grassland specialist and generalist beetles to management and landscape complexity. *Diversity and Distributions* 13(2):196–202. doi: 10.1111/j.1472-4642.2006.00309.x.
- Bencke GA (2009) Diversidade e conservação da fauna dos Campos do Sul do Brasil. *Campos Sulinos* p. 101.
- Birkhofer K, Dietrich C, John K, Schorpp Q (2016) Regional Conditions and Land-Use Alter the Potential Contribution of Soil Arthropods to Ecosystem Services in Grasslands. *Frontiers in Ecology and Evolution* 150(3).
- Boldrini II (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*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. p. 63-77.
- Boldrini II, Eggers L, Mentz LA, Miotto STS (2009) Biodiversidade dos campos do Planalto das Araucárias. *Flora*. In: Boldrini, I.I. (ed): MMA, Brasília, p. 39-94.
- Clough Y, Kruess A, Tschardt T (2006) Organic versus conventional arable farming systems: Functional grouping helps understand staphylinid response. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118 285–290.
- Costa LL, Martins ICF, Busoli AC, Cividanes FJ (2010) Diversidade e abundância de artrópodes predadores associados a diferentes cultivares de algodoeiro. *Pesq. Agropec. Trop., Goiânia* 40(4): 483-490

- Duelli P, Obrist MK (2003) Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic Appl Ecol* 4:129–138
- Ebeling A, Meyer ST, Abbas M, Eisenhauer N, Hillebrand H, Lange M, Scherber C, Vogel A, Weigelt A, Weisser WW (2014) Plant Diversity Impacts Decomposition and Herbivory via Changes in Aboveground Arthropods. *PlosOne* 9(9) e106529.
- Ellis EC (2011) Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369: 1010–1035.
- Feng Q, Li F, Liu J, Sun T, Chen L (2014) Ground-dwelling arthropod community response to native grassland conversion in a temperate desert of northwestern China. *J Insect Conserv.* Doi: 10.1007/s10841-014-9751-4
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR (2005) Global consequences of land use. *Science* 309: 570–574.
- Fountain MT, Brown VK, Gange AC, Symondson WOC, Murray PJ (2008) Multitrophic effects of nutrient addition in upland grassland. *Bulletin of Entomological Research* 98: 283-292. doi: 10.1017/S000748530700555X
- Gonçalves-Souza T, Araújo MS, Barbosa EP, Lopes SM, Kaminski LA, Shimizu GH, Santos AJ, Romero GQ (2015) Fine-scale Beta-diversity Patterns Across Multiple Arthropod Taxa Over a Neotropical Latitudinal Gradient. *Biotropica* 47(5): 588–594. doi: 10.1111/btp.12242
- Gossner MM, Weisser WW, Meyer ST (2014) Invertebrate herbivory decreases along a gradient of increasing land-use intensity in German grasslands. *Basic and Applied Ecology* 15: 347–352.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronic*, 4(1): 9.
- Hendrickx F, Maelfait J, Van Wingerden W, Schweiger O, Speelmans M, Aviron S (2007) How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect

- components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 340–351.
- Hobbs RJ, Higgs E, Harris J (2009) Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 599-605.
- Hopkin SP (1997) *Biology of the Springtails (Insecta: Collembola)*. Oxford University Press, New York. ISBN 0-19-854084-1.
- Hutton SA, Giller PS (2003) The effects of the intensification of agriculture on northern temperate dung beetle communities. *J Appl Ecol* 40:994–1007.
- IBGE (2004) Mapa da vegetação do Brasil e mapa dos biomas do Brasil. <http://mapas.ibge.gov.br/tematicos/vegetacao>. Acesso em Agosto de 2016.
- Jactel H, Brockerhoff EG, Duelli P (2005) A test of the biodiversity-stability theory: meta-analysis of tree species diversity effects in insect pest infestations, and re-examination of responsible factors. *Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems* (ed. by M. Scherer-Lorenzen, Ch. Körner and E.D. Schulze), pp. 235–261. Springer, Berlin, Heidelberg, Germany.
- Justus JO, Machado MLA, Franco MSM. *Geomorfologia* (1986) Levantamento de Recursos Naturais: Folha SH. 22 Porto Alegre e parte das folhas SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 33: 313-404.
- Koch C, Conradi T, Gossner MM, Hermann J, Leidinger J, Meyer ST, Overbeck GE, Weisser WW, Kollmann J (2016) Management intensity and temporary conversion to other land-use types affect plant diversity and species composition of subtropical grasslands in southern Brazil. *Applied Vegetation Science*, v. 19, p. 589-599.
- Kremen C, Colwell RK, Erwin TL, Murphy DD, Noss RF, Sanjayan MA (1993) *Terrestrial Arthropod Assemblages: Their Use in Conservation Planning*. *Conservation Biology* 7(4).
- Kruess A, Tschardt T (2002) Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* 106: 293–302.

- Lange M, Weisser WW, Gossner MM, Kowalski E, Türke M, Joner F, Fonseca CR (2011) The impact of forest management on litter-dwelling invertebrates: a subtropical–temperate contrast. *Biodivers Conserv* 20: 2133–2147.
- Liu Y, Rothenwöhrer C, Scherber C, Batáry P, Elek Z, Steckel J, Erasmi S, Tschardt T, Westphal C (2014) Functional beetle diversity in managed grasslands: effects of region, landscape context and land use intensity. *Landscape Ecol* 29:529–540. doi: 10.1007/s10980-014-9987-0.
- Liu Y, Duan M, Zhang X, Zhang X, Yu Z, Axmacher JC (2015) Effects of plant diversity, habitat and agricultural landscape structure on the functional diversity of carabid assemblages in the North China Plain. *Insect Conservation and Diversity* 8: 163–1769.
- Luza AL, Carlucci MB, Hartz SM, Duarte LDS (2014) Moving from forest vs. grassland perspectives to an integrated view towards the conservation of forest–grassland mosaics. *Nat. Conservação* 12(2): 166–169
- Marinoni RC, Ganho NG, Monné ML, Mermudes JRM (2001) Hábitos Alimentares em Coleóptera (Insecta). Holos Editora Ltda. Ribeirão Preto, 63 p.
- Mclauchlan MM, Hobbie SE, Post WM (2006) Conversion from agriculture to grassland builds soil organic matter on decadal timescales. *Ecological Applications* 16(1): 143–153
- Meyer JR (2005) Trophic Levels. General Entomology ENT 425. Department of Entomology NC State University. <https://projects.ncsu.edu/cals/course/ent425/tutorial/trophic.html>. Acesso em Agosto de 2016.
- Nabinger C, Moraes A, Maraschin GE (2000) Campos in Southern Brazil. In: Lemaire, G., Hodgson, J., de Moraes, A., Carvalho, P.C. de F., Nabinger, C. (eds.): *Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology*. CAB International Publishing.
- Nabinger C, Ferreira ET, Freitas AK, Carvalho PCdF, Sant’Anna DM (2009) Produção animal com base no campo nativo: aplicações de resultados de pesquisa. *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 175–198.

- Newbold T, Hudson LN, Hill SLL, Contu S, Lysenko I (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520.
- Nyffeler M, Sunderland KD (2003) Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95(2-3):579–612. doi: 10.1016/s0167-8809(02)00181-0.
- Overbeck GE, Müller SC, Fidelis AT, Pfadenhauer J, Pillar VDP, Blanco CC, Boldrini II, Both R, Forneck ED (2007) . Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, v. 9, p. 101-116.
- Overbeck GE, Pfadenhauer J (2007) Adaptive strategies to fire in subtropical grasslands in southern Brazil. *Flora* 202: 27-49.
- Pillar VDP, Müller SC, Castilhos ZMS, Jacques AVA (2009) Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: MMA, 403 p.
- Pillar VDP, Velez E (2010) Extinction of the southern plains in conservation areas: a natural phenomenon or an ethical problem? *Nat. Conserv.* 8: 84–86.
- Podgaiski LR, Joner F, Lavorel S, Moretti M, Ibanez S, Mendonça Jr. M, Pillar VP (2013) Spider Trait Assembly Patterns and Resilience under Fire-Induced Vegetation Change in South Brazilian Grasslands. *Plos One* 8: 60207.
- Ruppert E, Fox RS, Barnes RD (2005) *Zoologia de Invertebrados*. 7° ed., Roca ed., São Paulo. pp 600.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity *Encyclopedia of biodiversity*, 3(1): 109-120.
- Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770–1774.
- Silva RR, Brandão CRF (2010). Morphological patterns and community organization in leaf-litter ant assemblages. *Ecological Monographs* 80(1): 107–124.
- Simons NK, Gossner MM., Lewinsohn TM, Boch S, Lange M, Müller J, Pašalić S, Socher SA, Türke M, Fischer M, Weisser WW (2014) Resource-mediated

indirect effects of grassland management on arthropod diversity. *PLoS One* 9(9):e107033. doi:10.1371/journal.pone.0107033.

Spehn EM (2005) Ecosystem effects of biodiversity manipulations in European grasslands. *Ecological Monographs* 75:37–63.

Wilson JD, Morris AJ, Arroyo BE, Clark SC, Bradbury RB (1999) A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agric Ecosyst Environ* 75:13–30

Woodcock BA, Potts SG, Tscheulin T, Pilgrim E, Ramsey AJ, Harrison-Cripps J, Brown VK, Tallwin JR (2009) Responses of invertebrate trophic level, feeding guild and body size to the management of improved grassland field margins. *Journal of Applied Ecology* 46(4):920–929. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01675.x.

Tabela 1. Presença/ausência de variáveis em cada tratamento. CP-BA: Campos primários com baixa intensidade; CP-ME: campos primários com média intensidade; CP-AL: campos primários com alta intensidade; CS-AG: campos secundários pós-agricultura; CS-PI: campos secundários pós-plantação de *Pinus*.

| Variáveis | CP-BA | CP-ME | CP-AL | CS-AG | CS-PI |
|---------------------------------|-----------------------|----------------------|--------------|--------------|--------------|
| Pressão de pastejo | baixa | média | alta | média/alta | baixa |
| Frequência de queimadas | menos que 2 em 5 anos | em média 2 em 5 anos | não | não | não |
| Terra cultivada | não | não | não | sim | não |
| Adubação/Fertilização | não | não | sim | sim | não |
| Plantio de exóticas | não | não | sim | sim | não |
| Anos sob conversão (média) | - | - | - | 6 | 24 |
| Anos depois do abandono (média) | - | - | - | 2,5 | 5 |

Tabela 2. Grupos taxonômicos superiores identificados, com informações da soma total de indivíduos nos diferentes tipos de uso da terra, prevalência e respectivo grupo funcional (GF). Legenda grupos funcionais - D = Detritívoros; H = Herbívoros; P = predadores; * = Grupo com hábitos alimentares mistos, posterior atribuição em grupos funcionais com base nas respectivas famílias (Tabela 3); NI = Grupo com hábitos alimentares mistos, não inseridos nas análises.

| Táxons | GF | CP-BA | CP-ME | CP-AL | CS-AG | CS-PI | Total Geral | % |
|---------------------------|-----------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------------|------------|
| Collembola | D | 5213 | 8185 | 11622 | 8945 | 4198 | 38163 | 37,1260689 |
| Acari | NI | 2302 | 3071 | 8480 | 6189 | 1832 | 21874 | 21,2796591 |
| Hemiptera | H | 1855 | 2510 | 3090 | 5321 | 593 | 13369 | 13,0057494 |
| Formicidae | NI | 3218 | 3085 | 1937 | 2014 | 1215 | 11469 | 11,1573745 |
| Araneae | P | 960 | 1532 | 1060 | 999 | 433 | 4984 | 4,8485792 |
| Coleoptera | * | 529 | 549 | 1002 | 1266 | 252 | 3598 | 3,5002383 |
| Diptera | NI | 215 | 322 | 583 | 590 | 60 | 1770 | 1,7219071 |
| Hymenoptera_outros | H | 128 | 196 | 215 | 430 | 86 | 1055 | 1,0263345 |
| Thysanoptera | NI | 139 | 183 | 274 | 95 | 184 | 875 | 0,8512253 |
| Orthoptera | H | 85 | 162 | 98 | 107 | 86 | 538 | 0,5233819 |
| Blattodea | D | 67 | 144 | 39 | 21 | 9 | 280 | 0,2723921 |
| Chilopoda | P | 45 | 87 | 45 | 53 | 26 | 256 | 0,2490442 |
| Psocoptera | NI | 30 | 56 | 48 | 98 | 18 | 250 | 0,2432072 |
| Gastropoda | D | 14 | 20 | 137 | 22 | 1 | 194 | 0,1887288 |
| Isopoda | D | 24 | 28 | 0 | 2 | 4 | 58 | 0,0564241 |
| Lepidoptera | H | 5 | 2 | 13 | 15 | 2 | 37 | 0,0359947 |
| Pseudoscorpiones | P | 0 | 7 | 1 | 0 | 13 | 21 | 0,0204294 |
| Mantodea | P | 1 | 6 | 2 | 3 | 1 | 13 | 0,0126468 |
| Diplopoda | D | 1 | 2 | 0 | 0 | 5 | 8 | 0,0077826 |
| Amphipoda | D | 4 | 0 | 1 | 0 | 2 | 7 | 0,0068098 |
| Neuroptera | H | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 5 | 0,0048641 |
| Opiliones | NI | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,0029185 |
| Annelida | D | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,0019457 |
| Total Geral | - | 26172 | 14837 | 28649 | 20151 | 9020 | 98829 | 100% |

Tabela 3. Famílias de Coleoptera com informações de seus respectivos grupos funcionais, abundância em cada tipo de uso da terra e respectiva proporção. Legenda grupos funcionais - D = Detritívoros; H = Herbívoros; P = predadores.

| Táxon | GF | CP-BA | CP-ME | CP-AL | CS-AG | CS-PI | Total geral | % |
|--------------------|-----------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------------|------------|
| Staphylinidae | P | 149 | 258 | 343 | 190 | 75 | 1015 | 28,21012 |
| Chrysomelidae | H | 132 | 61 | 145 | 363 | 102 | 803 | 22,31795 |
| Curculionidae | H | 20 | 25 | 111 | 442 | 9 | 607 | 16,87048 |
| Corylophidae | D | 162 | 104 | 237 | 57 | 15 | 575 | 15,9811 |
| Elateridae | H | 28 | 23 | 47 | 75 | 9 | 182 | 5,058366 |
| Carabidae | P | 5 | 22 | 18 | 56 | 14 | 115 | 3,19622 |
| Ptiliidae | D | 2 | 5 | 38 | 11 | 2 | 58 | 1,612007 |
| Coccinellidae | P | 2 | 6 | 13 | 21 | 10 | 52 | 1,445247 |
| Scarabaeidae | D | 4 | 18 | 9 | 11 | 6 | 48 | 1,334074 |
| Phalacridae | H | 1 | 6 | 11 | 17 | 1 | 36 | 1,000556 |
| Histeridae | P | 7 | 1 | 12 | 3 | 2 | 25 | 0,69483 |
| Lathridiidae | D | 0 | 1 | 9 | 9 | 0 | 19 | 0,528071 |
| Melyridae | P | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 11 | 0,305725 |
| Anthicidae | P | 6 | 1 | 1 | 1 | 0 | 9 | 0,250139 |
| Ptilodactylidae | D | 1 | 0 | 2 | 3 | 0 | 6 | 0,166759 |
| Buprestidae | P | 4 | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 | 0,138966 |
| Limnichidae | D | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,138966 |
| Tenebrionidae | D | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 | 5 | 0,138966 |
| Zopheridae | D | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 4 | 0,111173 |
| Endomychidae | D | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,08338 |
| Nitidulidae | H | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0,08338 |
| Eucinetidae | D | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,055586 |
| Leiodidae | D | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0,055586 |
| Cantharidae | P | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,027793 |
| Cerylonidae | D | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,027793 |
| Dermestidae | D | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,027793 |
| Dryopidae | D | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,027793 |
| Lampyridae | P | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,027793 |
| Mordellidae | H | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,027793 |
| Ptinidae | D | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,027793 |
| Scirtidae | P | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,027793 |
| Total Geral | - | 529 | 549 | 1002 | 1266 | 252 | 3598 | 100 |

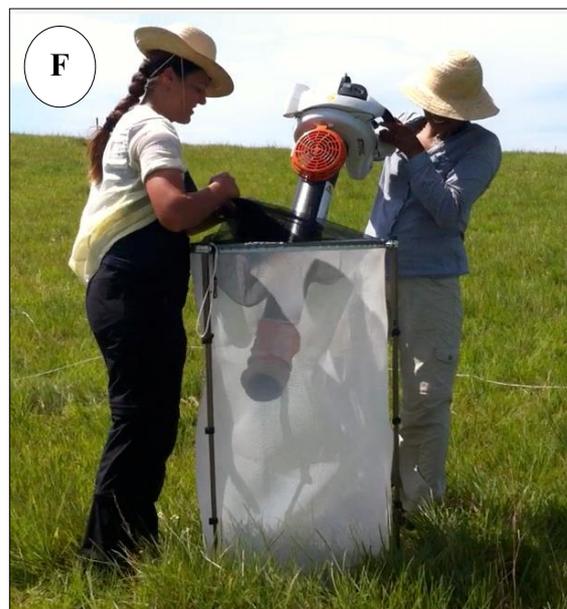
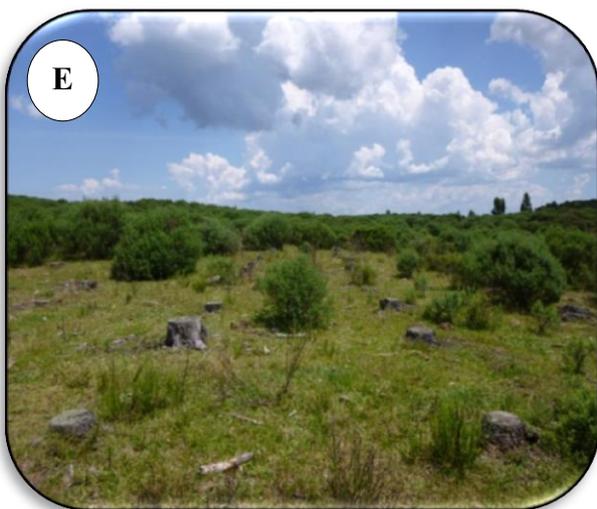
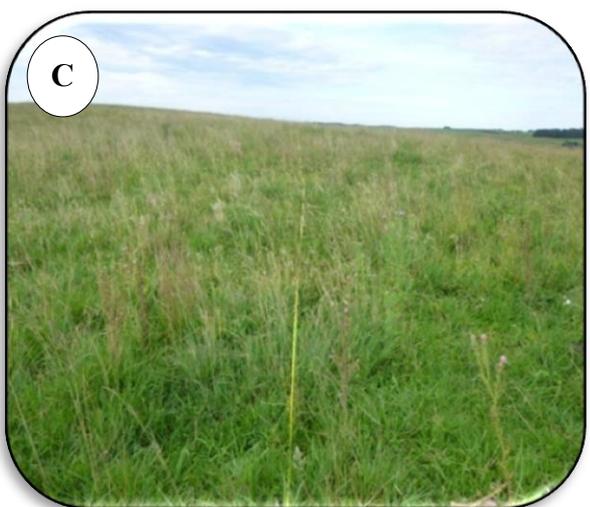
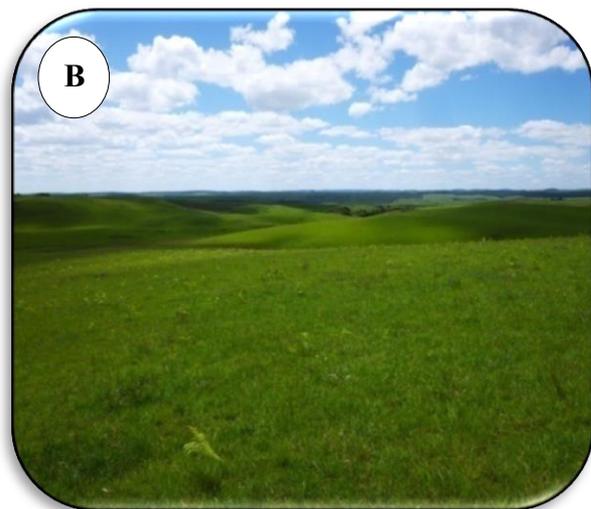
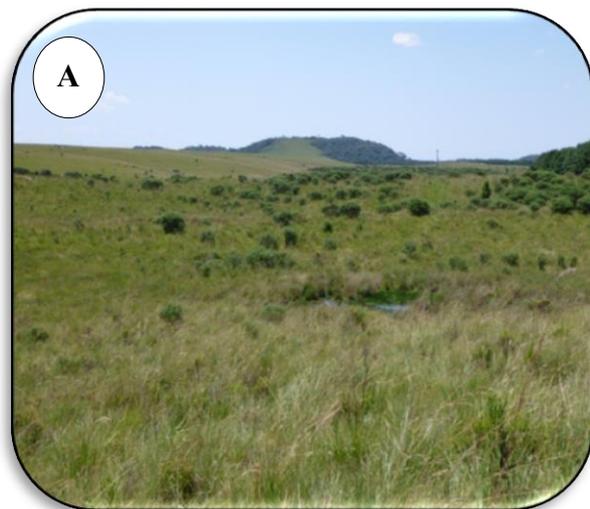


Fig 1. Ecossistemas campestres com diferentes históricos e tipos de uso da terra (A-E) e amostrador de sucção elétrica (F). A - Campos primários com baixa intensidade de manejo; B – Campos primários com média intensidade de manejo; C – Campos primários com alta intensidade de manejo; D – Campos secundário pós-agricultura; E – Campos secundários pós-plantação de *Pinus*.

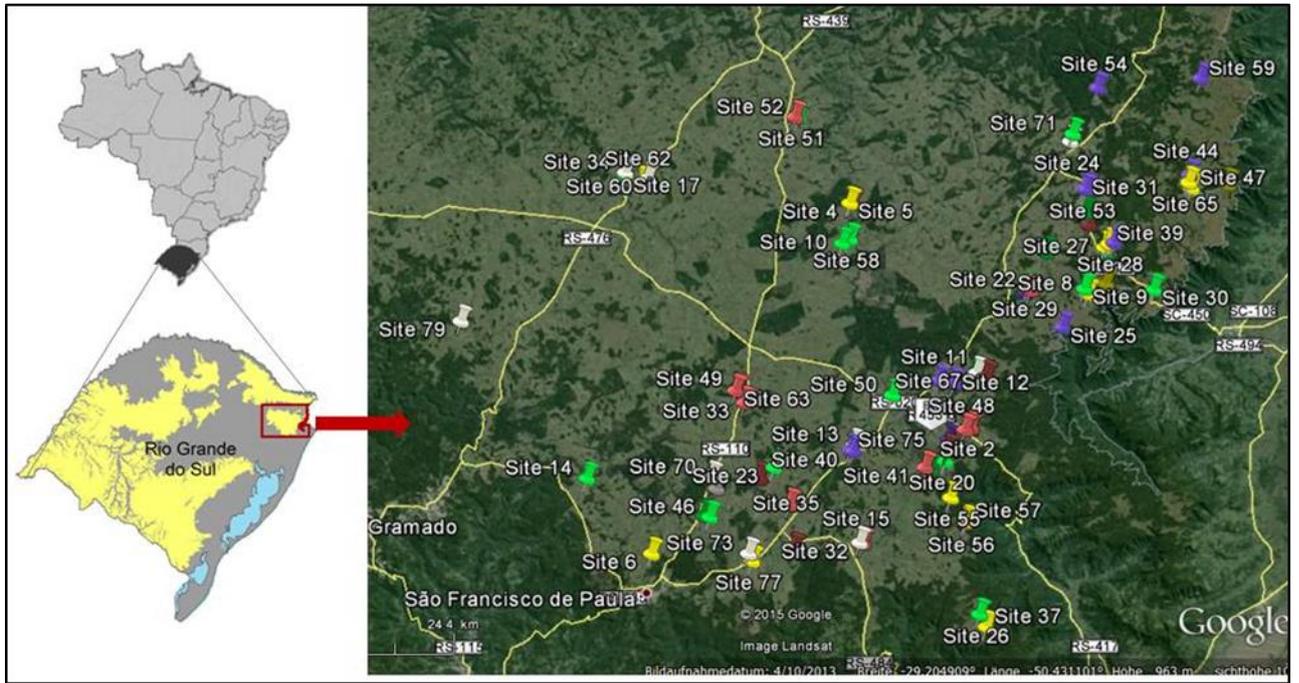


Fig 2. Sítios campestres (n=80) amostrados nos Campos de Cima da Serra, RS, Brasil.

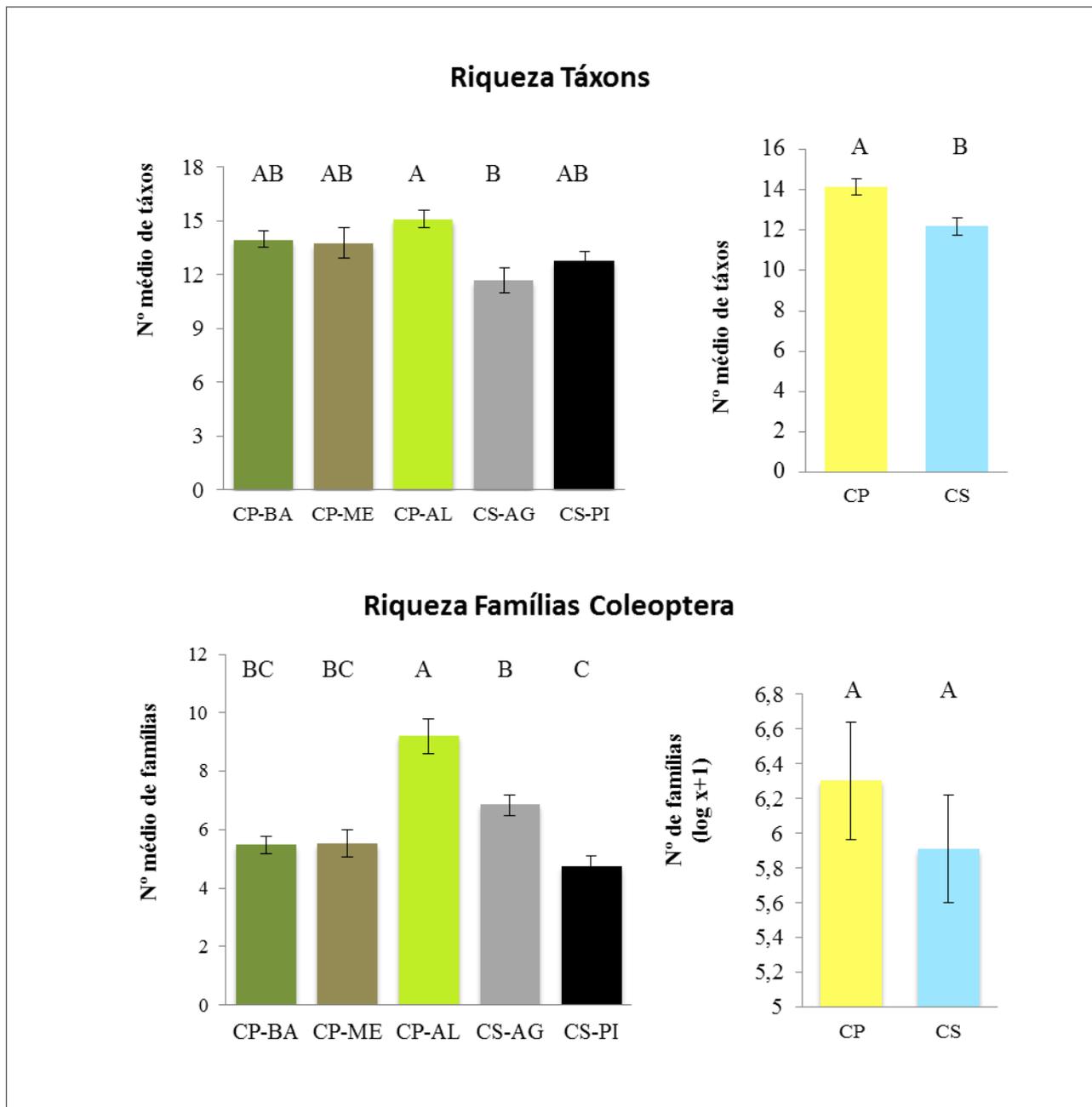


Fig 3. Riqueza total de táxons e riqueza total de famílias de Coleoptera em diferentes tipos de usos da terra e com relação ao histórico do uso da terra. As letras acima das colunas indicam se houve diferença significativa entre os tratamentos, com base em ANOVA e teste de Tukey a posteriori ($P < 0.05$).

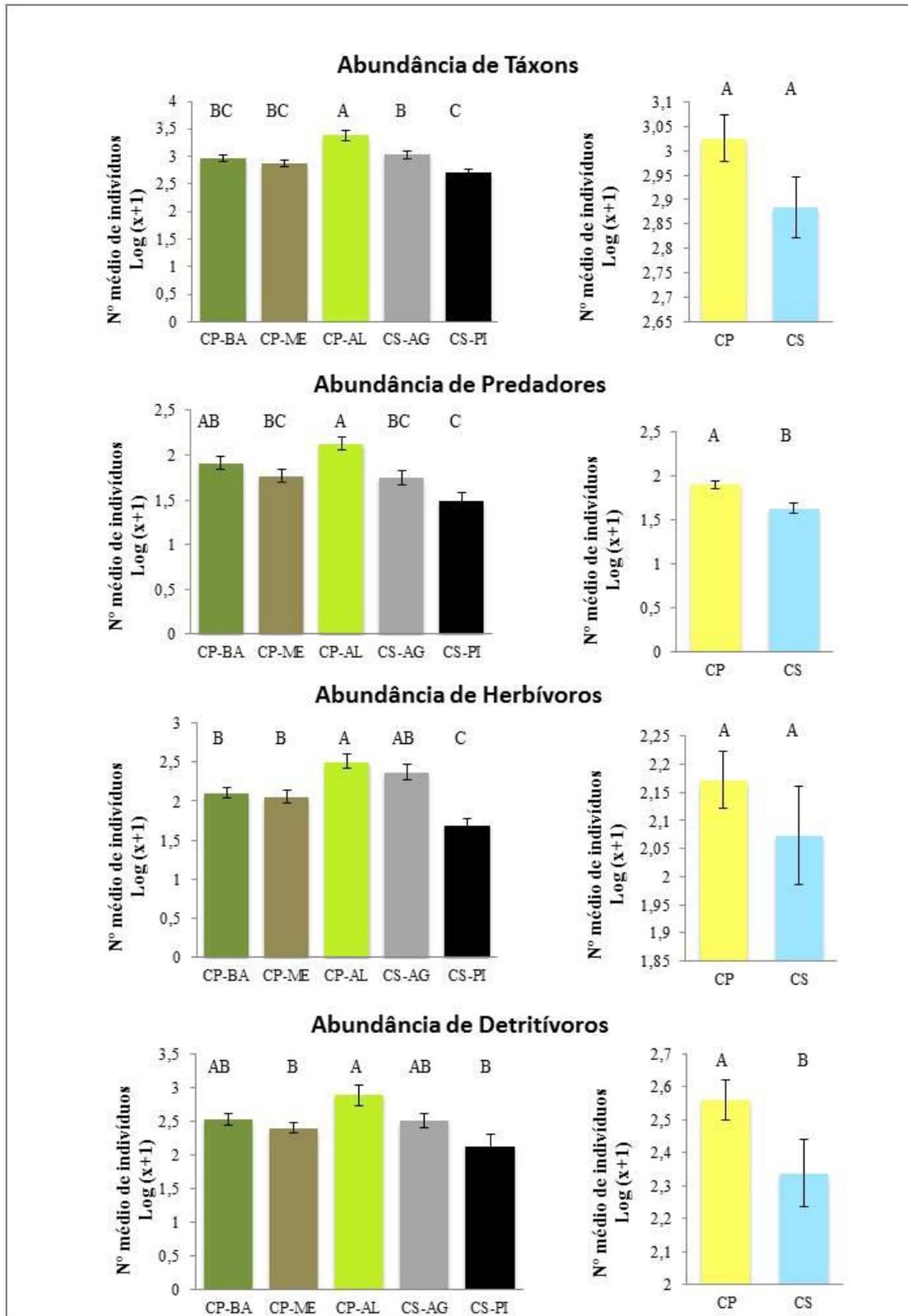


Fig 4. Abundância total de táxons e abundância de grupos tróficos – predadores, herbívoros, detritívoros - em diferentes tipos de usos da terra e o aspecto histórico. As letras acima das colunas indicam se houve diferença significativa entre os tratamentos, com base em ANOVA e teste de Tukey a posteriori ($P < 0.05$).

Composição Tóxons

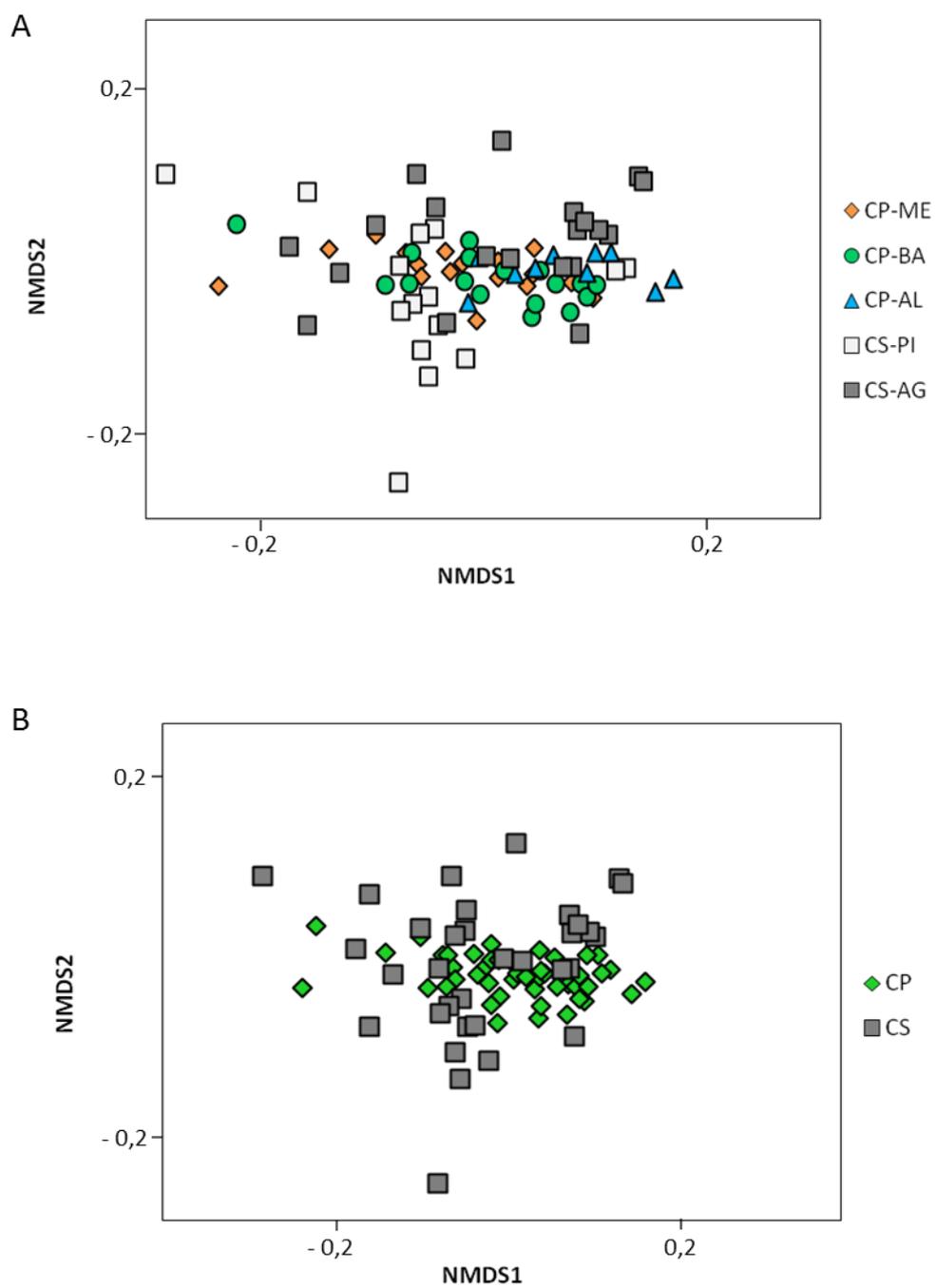


Fig 5. Diagramas de ordenação de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) com dados da composição de táxons em campos com (A) diferentes usos da terra e (B) análise do histórico de uso da terra.

Composição Famílias de Coleoptera

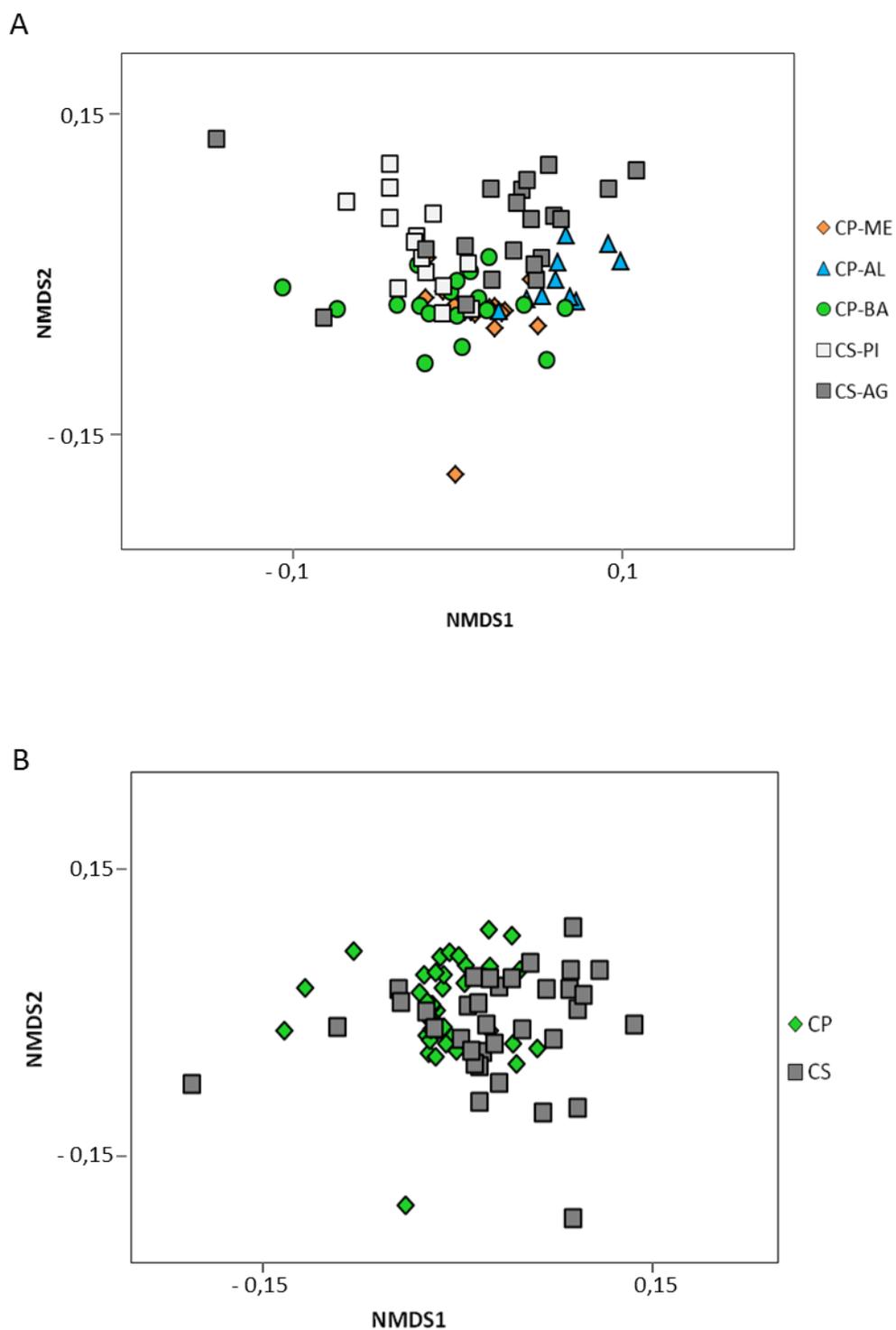


Fig 6. Diagramas de ordenação de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) com dados da composição de famílias de Coleoptera em campos com (A) diferentes usos da terra e (B) análise do histórico de uso da terra.

Journal of Insect Conservation

Instructions for Authors

Manuscript Submission

Submission of a manuscript implies: that the work described has not been published before; that it is not under consideration for publication anywhere else; that its publication has been approved by all co-authors, if any, as well as by the responsible authorities – tacitly or explicitly – at the institute where the work has been carried out. The publisher will not be held legally responsible should there be any claims for compensation.

Permissions

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

Online Submission

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

Additional request

Upon submission, the e-mail addresses of all authors will be requested. At the end of the submission process, the corresponding author will receive an acknowledgement e-mail and all co-authors will be contacted automatically to confirm their affiliation to the submitted work.

Title Page

The title page should include:

- The name(s) of the author(s)
- A concise and informative title
- The affiliation(s) and address(es) of the author(s)
- The e-mail address, telephone and fax numbers of the corresponding author

Abstract

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

Keywords

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

Text Formatting

- Manuscripts should be submitted in Word.
- Use a normal, plain font (e.g., 10-point Times Roman) for text.
- Use italics for emphasis.
- Use the automatic page numbering function to number the pages.
- Do not use field functions.
- Use tab stops or other commands for indents, not the space bar.
- Use the table function, not spreadsheets, to make tables.
- Use the equation editor or MathType for equations.
- Save your file in docx format (Word 2007 or higher) or doc format (older Word versions).
- Manuscripts with mathematical content can also be submitted in LaTeX.

LaTeX macro package (zip, 182 kB)

Headings

Please use no more than three levels of displayed headings.

Abbreviations

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

Footnotes

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

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

Always use footnotes instead of endnotes.

Acknowledgments

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

Important note:

All authors are requested to use the continuous line numbering function for their manuscripts.

References

Citation

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

Negotiation research spans many disciplines (Thompson 1990).

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

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

Reference list

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

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

Tables

- All tables are to be numbered using Arabic numerals.
- Tables should always be cited in text in consecutive numerical order.
- For each table, please supply a table caption (title) explaining the components of the table.
- Identify any previously published material by giving the original source in the form of a reference at the end of the table caption.
- Footnotes to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data) and included beneath the table body.

Figure Captions

- Each figure should have a concise caption describing accurately what the figure depicts. Include the captions in the text file of the manuscript, not in the figure file.
- Figure captions begin with the term Fig. in bold type, followed by the figure number, also in bold type.
- No punctuation is to be included after the number, nor is any punctuation to be placed at the end of the caption.
- Identify all elements found in the figure in the figure caption; and use boxes, circles, etc., as coordinate points in graphs.

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

Figure Placement and Size

- Figures should be submitted separately from the text, if possible.
- When preparing your figures, size figures to fit in the column width.
- For most journals the figures should be 39 mm, 84 mm, 129 mm, or 174 mm wide and not higher than 234 mm.
- For books and book-sized journals, the figures should be 80 mm or 122 mm wide and not higher than 198 mm.