

UNIVERSIDADE COMUNITÁRIA DA REGIÃO DE CHAPECÓ – UNOCHAPECÓ

Área de Ciências Exatas e Ambientais

Projeto de Pesquisa

**DIVERSIDADE DE INVERTEBRADOS EM TRÊS PAISAGENS CAMPESTRES DO
SUL DO BRASIL**

Docente responsável:

Prof. Dr. Ronei Baldissera (Unochapecó)

Equipe

Gabriela Galeti (Curso de Ciências Biológicas, UNOCHAPECÓ)

Rainer Keppeler Júnior (Curso de Ciências Biológicas, UNOCHAPECÓ)

Veluma Bastiani (Bacharel em Ciências Biológicas)

Walkiery Raimundi (Curso de Ciências Biológicas, UNOCHAPECÓ)

Chapecó, agosto de 2015.

DIVERSIDADE DE INVERTEBRADOS EM TRÊS PAISAGENS CAMPESTRES DO SUL DO BRASIL

1. Justificativa e contextualização teórica

O presente projeto tem como objetivo, em linhas gerais, analisar os padrões de diversidade de invertebrados e a distribuição dos seus grupos tróficos em áreas campestres e ecossistemas associados em três paisagens campestres nos estados de Santa Catarina e Paraná.

Serão investigados os padrões de diversidade alfa e de diversidade funcional ligada à distribuição de guildas tróficas em comunidades de invertebrados. Especificamente, procuraremos responder: (1) como está distribuída a diversidade alfa (riqueza de táxons) de invertebrados e de seus grupos tróficos em paisagens campestres, englobando áreas de campos naturais e ecossistemas associados, incluindo florestas e áreas alteradas pelo cultivo ou silvicultura? (2) Qual a importância relativa de variáveis ambientais locais e de paisagem para a descrição dos padrões de diversidade encontrados?

O projeto utilizará métodos e objetivos já consolidados no projeto PPBio “Diversidade de invertebrados terrestres nos Campos Sulinos”, edital MCTi/CNPq no. 35/2012, que tem como instituição executora a Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. A rede PPBio (<http://www.cnpq.br/web/guest/ppbio>) possui projetos de pesquisa em diversidade em todos biomas brasileiros, sendo que o projeto PPBio Amazônia Oriental tem atuado desde 2004, o que cria a expectativa de continuidade para os outros projetos brasileiros. O projeto também se insere na linha de pesquisa Análise Quantitativa de Padrões e Processos em Comunidades, desenvolvido pelo proponente no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Comunitária da Região de Chapecó – UNOCHAPECÓ.

Espera-se que os resultados deste projeto de pesquisa proporcionem condições para o reconhecimento dos padrões de resposta da diversidade de invertebrados e de seus grupos tróficos aos descritores ambientais, o que proporcionará ferramentas importantes para o reconhecimento dos principais fatores relacionados ao uso e manejo da terra que afetam os padrões de diversidade.

Campos sulinos

Os campos do sul do Brasil já caracterizavam a paisagem antes da expansão das formações florestais ocorrida após a metade do Holoceno (Behling & Pillar 2007).

Pela classificação do IBGE, os campos estão incluídos no bioma Pampa na porção sul e oeste do RS. Nas partes mais altas do planalto dos estados de RS, SC e PR, inserem-se no bioma Mata Atlântica associados a florestas com Araucária. Os campos são responsáveis por importantes serviços ambientais e têm sido a principal fonte forrageira para a atividade pastoril (Pillar et al. 2006, Pillar et al. 2009a). No entanto, o conhecimento, manejo e conservação desses ecossistemas campestres ainda precisam ser expandidos. Nas últimas três décadas, a conversão dos campos para agricultura e silvicultura fez com que remanescentes com vegetação campestre natural cobrissem apenas cerca de 50% da área original (Cordeiro & Hasenack 2009).

Os ecossistemas florestais associados aos campos se dividem, basicamente, em áreas ripárias e florestas decíduais, semi-decíduais e ombrófilas mistas. As áreas ripárias são zonas de transição semiterrestres regularmente influenciadas por corpos d'água e normalmente se estendendo da borda desses corpos até a borda de áreas terrestres mais altas (Naiman et al. 2005). Em áreas campestres, essas áreas são importantes, pois contêm a maior parte das espécies arbóreas. Além disso, atuam ativamente nos serviços ecossistêmicos através da manutenção da qualidade da água e abrigo para a fauna, afetando a produtividade e biodiversidade, e, portanto, determinando a riqueza de fauna (Mendonça Jr. et al. 2009). Apesar disso, pouca atenção é dada a esses ecossistemas no sul do Brasil.

Na região de estudo, os ecossistemas campestres formam ecótonos com florestas ombrófilas mistas (floresta com Araucária) no planalto (Brasil 2004). As áreas campestres apresentam adensamento de espécies lenhosas e há registro de expansão florestal junto às bordas com as florestas (Müller *et al.* 2007; Dadalt 2010). Esses processos de expansão florestal estão associados a mudanças climáticas históricas (Behling *et al.* 2005), bem como a mudanças locais relacionadas aos regimes de manejo, especialmente aqueles relacionados com pastejo e fogo (Müller *et al.* 2007; Dadalt 2010).

Fragmentação e perda de habitat nos campos sulinos

A perda e a fragmentação de habitats, com a diminuição do número de manchas, cada vez menores e mais isoladas, têm sido identificadas como as principais ameaças à biodiversidade. Nos campos, os impactos têm consequências nos padrões de distribuição da biodiversidade e incremento nos riscos de extinções de espécies da flora e da fauna silvestre. A grande maioria das áreas que ainda hoje mantêm características ecossistêmicas dos campos típicos dessa região se encontra em áreas de manejo tradicional com uso pastoril (Cordeiro & Hasenack 2009), o que

aumenta a pressão sobre esses ecossistemas. Na paisagem, a fragmentação produz uma série de manchas de vegetação remanescentes circundadas, principalmente, por uma matriz de manchas com atividades humanas como agricultura, pastejo e urbanas. O tamanho e o isolamento dos fragmentos podem diminuir a área de habitat, criando barreiras capazes de diminuir o fluxo de indivíduos. O padrão resultante na estrutura de paisagens pode influenciar na movimentação de populações e, até mesmo, na extinção de espécies. Porém, a fragmentação muito provavelmente afeta de maneiras diferentes os grupos de invertebrados. Espécies raras geralmente estão mais propensas aos efeitos negativos da fragmentação, mas outras características como a variabilidade populacional, a posição trófica, o tamanho corporal, o grau de especialização, a dependência de mutualismos e a capacidade de dispersão também podem variar na resposta aos descritores ambientais ligados à fragmentação dos campos (Tschardt et al. 2002; Ewers & Didham 2006).

Invertebrados

Os invertebrados ocupam uma larga amplitude de nichos ecológicos nos ecossistemas. É um grupo animal que apresenta importância ímpar no funcionamento dos sistemas biológicos do globo. Seu papel inclui desde o processo da decomposição para a reciclagem de nutrientes, a polinização das plantas com flores, a herbivoria na biomassa vegetal, influenciando a produtividade, até a regulação de populações animais por parasitas e predadores.

Dentre os invertebrados, os moluscos (Mollusca) terrestres constituem-se em modelos interessantes para estudos de distúrbios nos ambientes, pois dependem de microclima estável e possuem baixa capacidade de dispersão (Kiss & Magnin 2003; Ström 2004). A diversidade estrutural ao nível do solo da mata também é um importante fator que contribui na abundância e riqueza dos moluscos; galhos caídos permitem modificações no microclima, diversificam a oferta de alimentos, acumulam serapilheira em diferentes graus de decomposição e mantêm a umidade por mais tempo (Kappes 2005). Já os artrópodes, conquistaram os mais variados ambientes e dominam todas as comunidades terrestres em riqueza de espécies e biomassa (Brown 1996). Os artrópodes representam cerca de 60% da biodiversidade global em número de espécies, com cerca de 1.150.000 espécies descritas (Chapman 2009). Estes animais determinam em grande parte a dinâmica e as relações estruturais dos ecossistemas (Janzen 1987) através de inúmeros mecanismos e serviços ecossistêmicos, tais como decomposição, polinização, supressão do crescimento de plantas e servindo como presa para outros animais (Hammond & Miller 1998).

A fragmentação, alteração e redução de habitats podem afetar a biodiversidade de invertebrados e seus grupos tróficos, influenciando nos processos dos ecossistemas pelos quais são responsáveis (Rogo & Odulaja 2001). Desta maneira, são sensíveis a mudanças na composição da vegetação, como no caso de aranhas (Baldissera et al. 2008; Uetz 1999), predadores de topo dentro da cadeia trófica dos invertebrados terrestres, que podem afetar o comportamento de insetos herbívoros de diferentes maneiras, dependendo da estratégia de captura de presas (Schmitz & Suttle 2001). Na cadeia detritívora, a atividade dos isópodes terrestres pode ser afetada por variações climáticas e composição química, aumentando com o aumento da atividade biológica das taxocenoses de invertebrados presentes na serapilheira (Boelter et al. 2009). Coleópteros pertencem à ordem mais rica e variada entre os insetos. Em partes do Rio Grande do Sul, como a Campanha, a Serra do Sudeste e a Planície Costeira, as amostragens desses animais são pouco representativas (Moura 2007). Muitos coleópteros possuem distribuição restrita ou têm alta especificidade por uma planta hospedeira, o que os torna sensíveis à fragmentação ou alteração de habitats, tais como a introdução de espécies exóticas e a expansão agrícola consorciada à utilização de agrotóxicos (Moura 2007). Os Pentatomoidea (percevejos de plantas) são insetos exclusivamente terrestres e, em geral, fitófagos, sendo poucos os estudos publicados acerca da comunidade desses animais e os dados existentes sobre o grupo são oriundos de trabalhos taxonômicos ou de ocorrência de espécies de interesse agrícola (Campos et al. 2009). Na região dos campos de altitude do RS, foram encontradas 32 espécies de formigas epígeas, refletindo a complexidade estrutural da vegetação (campos limpo, seco, rupestre, turfoso), que proporciona maior diversidade de sítios de nidificação e amplia a área de forrageamento (Albuquerque & Diehl 2009). A alteração de habitats naturais pode influenciar negativamente na diversidade de formigas devido à perda de área e ao tempo de isolamento de manchas (Suarez et al. 1998).

A distribuição de invertebrados em habitat lóticos é governada por inúmeros fatores, tipicamente, atuando em diferentes escalas. Portanto, a estrutura de comunidade local pode ser vista como o resultado de um processo contínuo de ordenação de populações através de filtros ambientais que se estendem desde processos regionais que envolvem especiação, história geológica e clima, até as características de manchas individuais de habitat em pequena escala, tais como risco de predação, condições do substrato e velocidade da corrente (Malmqvist 2002).

Os invertebrados afetam a ciclagem de nutrientes e de carbono, pois são organismos intermediários cruciais entre produtores primários, conjunto de detritos ou consumidores primários, e os predadores de topo da hierarquia trófica. A dispersão é

um processo importante estruturando a distribuição de invertebrados, ligando diferentes ecossistemas através de seus ecótonos. A dispersão ocorre dentro dos habitat aquáticos, bem como nas áreas terrestres dos entornos e também do ambiente terrestre para outros corpos d'água (Cáceres & Soluk 2002).

A conversão de ecossistemas naturais pela ação humana tem um papel enorme na degradação dos sistemas lóticos. A cobertura associada à urbanização e à agricultura, por exemplo, induz uma mudança substancial em múltiplas propriedades físico-químicas de corpos d'água, causando a perda de biodiversidade (Utz et al. 2009).

A importância do estudo de invertebrados está na forte resposta dos seus táxons em escalas finas nas características de habitat e à intensidade de impactos regionais (Lewinsohn et al. 2005). Além disso, esses autores também chamam a atenção para a típica alta substituição de espécies entre localidades nas regiões tropicais, salientando a importância de levantamentos em áreas geográficas para o acesso aos padrões de diversidade e condições de conservação de invertebrados. Dessa forma, faz-se imprescindível a necessidade de inventários com delineamentos amostrais que focalizem nos componentes locais e regionais das taxocenoses e a substituição de espécies dentro e entre habitats.

2. Objetivos e metas

O projeto tem como objetivos gerais (1) identificar os padrões taxonômicos de invertebrados e a distribuição de seus grupos tróficos em comunidades biológicas características de campos e ecossistemas associados, incluindo florestas e áreas antropizadas; (2) identificar os fatores ambientais locais e de paisagem associados aos padrões de distribuição da diversidade taxonômica e funcional (grupos tróficos).

Objetivos específicos:

1. Fazer levantamentos quantitativos de invertebrados em campos e ecossistemas associados em uma paisagem de Santa Catarina e duas paisagens do Paraná, incluídas na Rede PPBio Campos Sulinos;
2. Comparar os padrões de diversidade local de invertebrados e a ocorrência dos grupos tróficos nas áreas estudadas e qual a influência dos descritores ambientais locais e regionais sobre os padrões observados;
3. Separar a variância explicada pelos descritores ambientais nas diferentes escalas sobre a diversidade beta de morfoespécies de invertebrados;

4. Acessar a variação na estrutura trófica de táxons de invertebrados nas diferentes escalas espaciais.

Metas:

1. Coletar invertebrados em três paisagens campestres, incluindo ecossistemas associados, sendo uma em Santa Catarina e duas no Paraná;
2. Obter dados dos descritores ambientais locais;
3. Triar e identificar os invertebrados;
4. Montar as matrizes de dados dos invertebrados;
5. Compor as matrizes de dados ambientais;
6. Efetuar as análises estatísticas;
7. Realizar reuniões com a equipe para avaliação do andamento do projeto;
8. Redigir e submeter um artigo científico.

3. Métodos

Seleção das paisagens e corpos d'água

As áreas de estudo já foram selecionadas pelo projeto Rede PPBio Campos Sulinos e são formadas por três paisagens nos municípios de Paineiras/SC, Palmas/PR e Tibagi/PR. A grade PPBio básica abrange uma paisagem de 5 × 5 km, com 25 nodos, e a primeira parte do processo de seleção foi realizado a partir da projeção das imagens Google Earth dos campos sulinos quando foram definidos os municípios de interesse. Posteriormente, a grade georreferenciada foi montada a partir da extensão ETGEOWIZARDS do programa ArcGis 10.0 e foi ajustada espacialmente sobre a grade originalmente proposta e desenhada no Google Earth. (Figura 1).

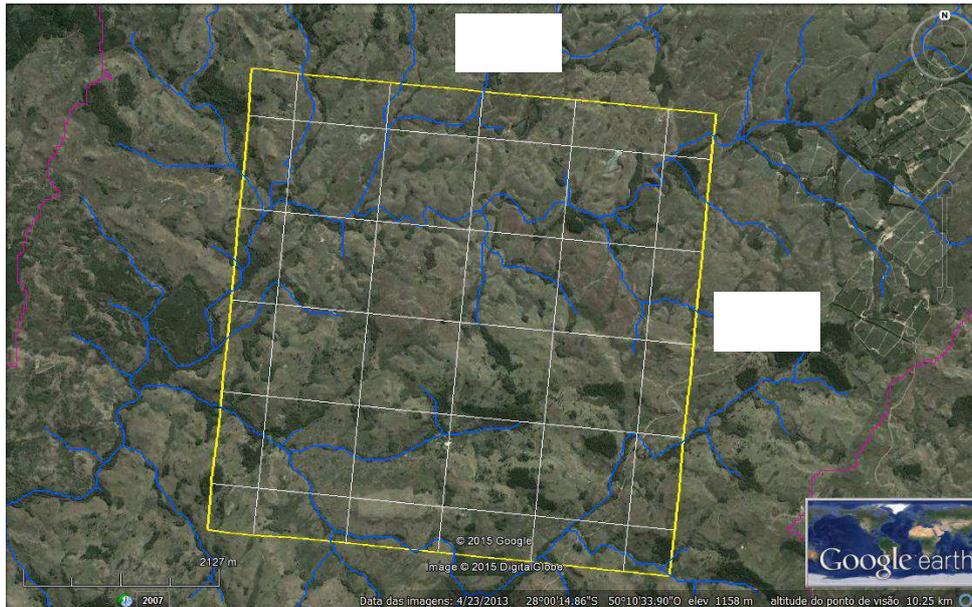


Figura 1 – Representação de paisagem campestre em Paineiras/SC, mostrando a grade padrão PPBio Campos Sulinos e a hidrografia.

As parcelas terrestres foram divididas em nove (9) transecções de 250 m nas áreas campestres e outras três (3) transecções nas áreas ripárias que interceptam as linhas da grade PPBio, as quais serão utilizadas por todos os grupos de pesquisa integrantes do PPBio Campos Sulinos. Ao longo dessas transecções, serão marcados pontos para coletas de invertebrados terrestres.

As parcelas aquáticas serão selecionadas a partir de nodos aquáticos básicos determinados a partir da análise de todos os pontos em que os cursos d'água interceptam as linhas da grade PPBio. Cada unidade amostral aquática terá o comprimento de 150 m ao longo da calha do rio. Para o presente projeto, serão utilizados cinco rios com presença de matas ripárias já selecionados para a coleta de peixes pelo projeto PPBio.

Coleta de invertebrados

As amostragens de invertebrados terrestres serão realizadas com dois métodos distintos, dependendo da área a ser amostrada (campo ou áreas abertas, ou ecossistemas florestais associados).

As coletas no campo serão realizadas em cinco subamostras localizadas sobre a transecção de 250 m comum a todas taxocenoses. Para tanto, será utilizado um aspirador de invertebrados portátil a gasolina (*backpack aspirator*, John W. Hock Company). O equipamento é prático de utilizar em ambientes

abertos como os ecossistemas campestres e simples de operar. Uma rede de coleta é utilizada dentro do equipamento para a captura dos animais. Os invertebrados da vegetação e do solo serão aspirados em toda área da subamostra. Dessa forma, a unidade amostral será definida pela área amostrada, com o tempo de amostragem padronizado (e.g. 30 minutos por subamostra), o que será definido após amostragens piloto. Os invertebrados campestres coletados serão triados sob estereomicroscópio óptico e identificados em nível de ordem no primeiro momento. Espécimes de aranhas, besouros, crustáceos isópodes, formigas, hemípteros pentatomóides e moluscos serão identificados em nível de gênero ou morfoespécie.

Nas áreas florestais associadas aos ecossistemas campestres, serão coletadas cinco amostras de serapilheira em cada transecção de 250 m. Cada amostra será coletada com um amostrador circular de ferro com 30 cm de diâmetro. As amostras serão colocadas em extratores Winckler para retirada dos artrópodes e, posteriormente, peneiradas com utilização de uma peneira malha 3 mm para separação das folhas e galhos maiores da terra e das partículas de menor tamanho. Cada uma das frações será submetida à triagem e análise sob estereomicroscópio óptico para obtenção de artrópodes e micromoluscos. Esse método contemplará a coleta de invertebrados terrestres, como os isópodes e gastrópodes, diretamente associados à camada de serapilheira, que requerem microhabitats mais úmidos e sombreados, os quais são subamostrados nas áreas campestres. Todos gastrópodes terrestres encontrados vivos serão distendidos em laboratório conforme técnica descrita por Thomé (1975), logo após fixados e conservados em álcool 70%. As conchas serão conservadas em seco. Os gastrópodes serão identificados até o nível taxonômico possível e morfoespeciados. Na quantificação dos exemplares serão considerados todos os indivíduos, vivos ou somente representados pela concha.

Os invertebrados aquáticos serão coletados através de método *kicknet*, que consiste em agitar o fundo do corpo d'água com o pé, fazendo com que o substrato não rochoso penetre em uma rede com malha de 1 mm. Serão realizados 10 chutes no substrato, em 20 pontos espaçados em torno de 10 m entre si, em cada riacho. O material coletado será alocado em sacos plásticos, no local; fixados preliminarmente em álcool etílico a 70% e etiquetados para transporte para o laboratório. Nos laboratórios de Entomologia e de Ecologia da Unochapecó, será realizado o seguinte protocolo com o material coletado: (1) lavagem para separar o material grosseiro (folhas grandes, galhos ocos, pedras) do material mais particulado; (2) flutuação (pré-triagem) com solução salina supersaturada para fazer os macroinvertebrados mais

leves flutuarem e otimizar a triagem; (3) triagem no estereomicroscópio dos morfotipos e (4) identificação dos invertebrados.

Descritores ambientais

Para caracterizar a estrutura de habitat na UAL, serão realizadas as seguintes medidas nas cinco subamostras dentro da transecção de 250 m: altura da vegetação, biomassa vegetal e profundidade da serapilheira com auxílio de régua milimetrada. A biomassa vegetal será estimada pela coleta da vegetação em subamostras de 50 x 50 cm e posterior secagem em estufa. Descritores adicionais como a riqueza e diversidade taxonômica e funcional da vegetação serão obtidos a partir do compartilhamento de informações com outras equipes do projeto.

Nos pontos de coleta em ecossistemas florestais associados ao campo serão registrados: a temperatura e a umidade relativa do ar, a profundidade da serapilheira com auxílio de uma régua (em quatro pontos e no centro do gabarito), medida da cobertura do dossel com auxílio de fotografia digital com lente “fisheye” de 8 mm submetidas ao programa Gap Light Analyzer (Frazer *et al.* 1999). Além disso, deverá ser coletada pelo menos uma amostra de solo por transecção, onde serão analisados: a granulometria, matéria orgânica e micronutrientes.

Em cada corpo d’água, os seguintes parâmetros físico-químicos serão coletados *in loco* e atuarão como variáveis ambientais locais: pH com auxílio de pHmêtro; oxigênio dissolvido com auxílio de oxímetro; temperatura da água com auxílio de termômetro; e velocidade da água (m/s).

As variáveis ambientais, na escala de paisagem, incluem geomorfometria (declividade, orientação, formas de relevo), características de uso e conversão da paisagem e na proporção de áreas com campo. Essas medidas estão sendo realizadas pela equipe de ecologia de paisagem do projeto PPBio Campos Sulinos.

Análises de dados

Os diferentes níveis de diversidade são indissociáveis da escala na qual foram avaliados. Ou seja, há uma hierarquia de diferentes diversidades alfa, beta e gama, dependendo da escala que se adota. A diversidade alfa **básica** (local) será representada pela riqueza e a equidade dos táxons de cada parcela, seja terrestre ou aquática. Sendo a riqueza dependente do tamanho amostral, os esforços amostrais serão padronizados. Adicionalmente, por causa da influência do tamanho da amostra

(abundância) sobre a riqueza, serão utilizados estimadores de riqueza (rarefação e extrapolação).

A diversidade alfa e a proporção dos grupos tróficos entre as diferentes paisagens e entre as parcelas serão comparadas com modelos de ANOVA. Dessa forma, haverá pelo menos nove repetições por área campestre na paisagem, três repetições de áreas ripárias e cinco repetições por área aquática. A influência das variáveis ambientais sobre a diversidade alfa e a proporção dos grupos tróficos será analisada a partir de modelos de regressão múltipla.

A diversidade beta será definida como a variância oriunda da divisão da soma de quadrados da matriz retangular de composição dos morfotipos por " $n - 1$ " (Legendre et al. 2005). Essa variância total é particionada pelos efeitos relativos das variáveis ambientais nas diferentes escalas através de *RDAs* parciais (análise de redundância) (Baldissera et al. 2012). Dessa forma, é possível separar os efeitos relativos dos conjuntos de variáveis nas duas escalas de interesse, bem como verificar o quanto as duas escalas compartilham do efeito sobre a diversidade beta (Baldissera et al. 2012).

4. Principais resultados esperados

1. Contribuição para o conhecimento de invertebrados das áreas de campos e ecossistemas associados nos campos sulinos de Santa Catarina e Paraná;

2. Comparação da ocorrência e distribuição de invertebrados em áreas campestres e ecossistemas associados e quais descritores ambientais influenciam esses padrões;

3. Acesso aos padrões de distribuição dos grupos tróficos de invertebrados nos campos sulinos e em ecossistemas associados e quais descritores ambientais e espaciais influenciam nessa distribuição;

4. Inferência sobre os processos que estão influenciando nos padrões de diversidade alfa encontrados;

5. Reconhecimento da importância isolada e conjunta de fatores locais e da paisagem para a distribuição da diversidade de invertebrados em campos e em florestas associadas;

6. Geração de informação a respeito das principais conversões de uso de terra na região do estudo e sobre os cenários de conectividade estrutural potencial para as comunidades de invertebrados;

7. Treinamento e capacitação de docentes de graduação e pós-graduação na estruturação e execução de pesquisa científica;

8. Redação de um artigo científico para publicação em periódico indexado;

9. Colaboração para cumprir os objetivos técnicos-científicos do projeto PPBio

Campos Sulinos.

5. Cronograma

Atividades										
	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI
1. Revisão bibliográfica	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2. Coletas	X	X	X							
3. Triagens			X	X	X					
4. Identificação			X	X	X	X				
5. Montagem matrizes			X	X	X	X	X			
6. Análise de dados				X	X	X	X	X		
7. Manuscrito							X	X	X	X

8. Referências

ALBUQUERQUE, E.Z., DIEHL, E. 2009. Análise faunística das formigas epígeas (Hymenoptera, Formicidae) em campo nativo no Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Entomologia* 53(3):398-403.

ARAUJO, P.B., BUCKUP, L., BOND-BUCKUP, G. 1996. Isópodos terrestres (Crustacea, Oniscidea) de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Séria Zoologia* 81:111-138.

BALDISSERA, R., GANADE, G., FONTOURA, S.B. 2004. Web spider community response along an edge between pasture and *Araucaria* forest. *Biological Conservation*, 118:403-409.

BALDISSERA, R., GANADE, G., BRESCOVIT, A.D., HARTZ, S.M. 2008. Landscape mosaic of *Araucaria* Forest and Forest monocultures influencing understory spider assemblages in southern Brazil. *Austral Ecology*, 33:45-54.

BALDISSERA, R. 2012. *Estrutura e composição de assembleias de aranhas em manchas de vegetação na porção austral da Mata Atlântica*. Tese de Doutorado. Porto Alegre: UFRGS. 103 p.

BEHLING, H., PILLAR, V.D., BAUERMANN, S.G. 2005. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). *Review of Palaeobotany and Palynology* 133: 235– 248.

BEHLING, H., PILLAR, V.D. 2007. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and

management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Philosophical Transactions Royal Society B* 362: 243–251. 10.1098/rstb.2006.1984

BELL, G. 2001. Neutral macroecology. *Science*, 293, 2413–2418.

BENCKE, G.A. 2009. Diversidade e conservação da fauna dos Campos do Sul do Brasil. In *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade* (ed. V. D. Pillar, S. C. Müller, Z. M. S. Castilhos & A. V. A.

BOELTER, J.F., QUADROS, A.F., ARAUJO. 2009. The feeding rates and preferences of a neotropical terrestrial isopod (Oniscidea). *Nauplius* 17(2):107-113.

BOLDRINI, I.I. 2009. A flora dos Campos do Rio Grande do Sul. In *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade* (ed. V. D. Pillar, S. C. Müller, Z. M. S. Castilhos & A. V. A. Jacques), pp. 63-77. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.

BORCARD, D., LEGENDRE, P., DRAPEAU, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73:1045-1055.

BORCARD, D., LEGENDRE, P. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling*, 153, 51-68.

BORCARD, D., LEGENDRE, P., AVOIS-JACQUET, C., TUOMISTO, H. 2004. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology*, 85, 1826-1832.

BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geociências. *Mapa de Vegetação do Brasil*. Brasília, 2004. Escala 1:250.000.

BROWN JR., K.S. 1996. The use of insects in the study, inventory, conservation and monitoring of biological diversity in Neotropical habitats, in relation to traditional land use systems. In S.A. Ae, T. Hirowatari, M. Ishii & L. P. Brower (eds.), *Decline and conservation of butterflies in Japan*. Lepidop. Society of Japan, Yadoriga, Osaka, pp: 128-149 (special issue).

CÁCERES, C.E., SOLUK, D.A. 2002. Blowind in the Wind: a Field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates. *Oecologia* 131:402-408.

CAMPOS, L.A., BERTOLIN, T.B.P., TEIXEIRA, R.A., MARTINS, F.S. 2009. Diversidade de Pentatomoidea (Hemiptera, Heteroptera) em três fragmentos de Mata Atlântica no sul de Santa Catarina. *Iheringia Série Zoologia* 99(2):165-171.

CARVALHO, J.C., CARDOSO, P., CRESPO, L.C., HENRIQUES, S., CARVALHO, R., GOMES, P. 2011. Determinants of beta diversity of spiders in coastal dunes along a gradient of mediterraneity. *Diversity and Distributions*, 17:225-234.

CHAPMAN, A.D. 2009. *Numbers of Living Species in Australia and the World*. 2^o ed., Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts, Canberra, 78pp.

CORDEIRO, J.L.P., HASENACK, H. 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade* (ed. V. D. Pillar, S. C. Müller, Z. M. S. Castilhos & A. V. A. Jacques), pp. 285-299. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.

CORRÊA, M.M., FERNANDES, W.D., LEAL, I.R. 2006. Diversidade de formigas epigéicas (Hymenoptera: Formicidae) em capões do Pantanal Sul Matogrossense: Relações entre riqueza de espécies e complexidade estrutura da área. *Neotropical Entomology*, 35: 724-730.

COSTA, F.R.C., MAGNUSSON, W.E. 2010. The need for large-scale, integrated studies of biodiversity – the experience of the Program for Biodiversity Research in Brazilian Amazonia. *Natureza & Conservação*, 8(1):3-12.

DADALT, L.P. 2010. Padrões de diversidade da vegetação lenhosa da região do Alto Camaquã, Rio Grande do Sul, Brasil. In *PPG-Ecologia*, vol. Mestrado. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

DRAY, S., LEGENDRE, P., PERES-NETO, P. R. 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196, 483-493.

EWERS, R.M., DIDHAM, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81:117-142.

FRAINER, A., DUARTE, M.M. 2009. Soil invertebrates in southern Brazilian *Araucaria* forest – grassland mosaic: differences between disturbed and undisturbed areas. *Iheringia Série Zoologia* 99:307-312.

FRAZER, G. W. et al. 1999. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York. 36p.

GANHO, N.G., MARINONI, R.C. 2005. A diversidade inventarial de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. *Revista Brasileira de Entomologia*, 49: 535-543.

GRIME, J.P. 2006.) Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science*, 17: 255-260.

HAIR, J.F.; BLACK, B.; BABIN, B.; ANDERSON, R.E.; TATHAM, R.L. 2006. *SEM basics: a supplement to Multivariate Data Analysis*. Pearson Prentice Hall. 899 p.

HAMMOND, P.C., MILLER, J.C. 1998. Comparison of the biodiversity of Lepidoptera within three forested ecosystems. *Annals of the Entomological Society of America*, 90: 323-328.

HASENACK, H.; WEBER, E.; BOLDRINI, I. I. TREVISAN, R. 2010. *Mapa de sistemas ecológicos das Savanas Uruguaias em escala 1:500.000 ou superior*. Porto Alegre, Centro de Ecologia. Relatório técnico Projeto UFRGS/TNC. 18 p.

HE, F. 2005. Deriving a neutral model of species abundance from fundamental mechanisms of population dynamics. *Functional Ecology*, 19:187–193.

HUBBELL, S.P. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton.

HURLBERT, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54:187-211.

IBGE. 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.

JANZEN, D.H. 1987. Insect diversity of a Costa Rican dry forest: why keep it, and how? *Biological Journal of the Linnean Society*, 30: 343–356.

KAPPES, H. 2005. Influence of coarse woody debris on the gastropod community of a managed calcareous beech forest in western Europe. *Journal of Molluscan Studies*, 71: 85-91.

KISS, L. & MAGNIN, F. 2003. The impact of fire on some Mediterranean land snail communities and patterns of post-fire recolonization. *Journal of Molluscan Studies*, 69: 43-53.

LAVOREL, S., GARNIER, E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem function from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.

LEWINSOHN, T.M., FREITAS, A.V.L., PRADO, A.P.I. 2005. Conservation of terrestrial invertebrates and their habitats in Brazil. *Conservation Biology* 19(3):640-645.

MALMQVIST, B. 2002. Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47:679-694.

MENDONÇA, JR., M. DE S., SCHWERTNER, C.F., GRAZIA, J. 2009. Diversity of Pentatomoidea (Hemiptera) in riparian forests of southern Brazil: taller forests, more bugs. *Revista Brasileira de Entomologia* 53(1):121-127.

MOURA, L. de A. 2007. Coleópteros terrestres. In: BECKER, F. G.; RAMOS, R. A.; MOURA, L. de A. (Orgs.) . Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007. v. 1. 388p.

MÜLLER, S., OVERBECK, G., PFADENHAUER, J., PILLAR, V. 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. *Plant Ecology* 189:1-14.

NAIMAN, R.J., DÉCAMPS, H., MCCLAIN, M.E. 2005. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press, USA. 430 p.

NOSS, R.F. 1990. Indicators of monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4):355-364.

OLÍMPIO, A. 2010. Como criar uma página de fãs no Facebook? Acesso em 07/11/2012. Endereço: <http://www.nuvemseo.net/como-criar-uma-pagina-de-fas-no-facebook>.

OVERBECK, G.E., MÜLLER, S.C., FIDELIS, A., PFADENHAUER, J., PILLAR, V.D., BLANCO, C.C., BOLDRINI, I.I., BOTH, R., FORNECK, E.D. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 101-116.

PILLAR, V.D., BOLDRINI, I.I., HASENACK, H., JACQUES, A.V.A., BOTH, R., MÜLLER, S.C., EGGERS, L., FIDELIS, A., SANTOS, M.M.G., OLIVEIRA, J.M., CERVEIRA, J., BLANCO, C., JONER, F., CORDEIRO, J.L., PINILLOS GALINDO, M. 2006. Workshop "Estado atual e desafios para a conservação dos campos", pp. 24. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

PILLAR, V.D., MÜLLER, S.C., CASTILHOS, Z.M.S., JACQUES, A.V.A. 2009a. *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.

PODGAISKI, L.R., MENDONÇA, M. DE S., PILLAR, V.D. 2011. O uso de atributos funcionais de invertebrados terrestres na ecologia: o que, como e por quê? *Oecologia Australis*, 15: 835-853.

PODGAISKI, L.R., SILVEIRA, F. S. & MENDONÇA JR, M. M. 2011. Avaliação da Atividade Alimentar dos Invertebrados de Solo em Campos do Sul do Brasil – *Bait-Lamina Test*. *EntomoBrasilis* 4: 108-113.

PODGAISKI, L.R., GOLDAS, C. S., FERRANDO, C.P.R, SILVEIRA, F.S., JONER, F. PILLAR, V.D. & Mendonça Jr, M.M. 2011. Processos ecológicos e comunidade de artrópodes terrestres após fogo nos campos sulinos. X Congresso de Ecologia do Brasil, São Lourenço, MG.

ROGO, L., ODULAJA, A. 2001. Butterfly populations in two forest fragments at the Kenya coast. *African Journal of Ecology*, 39: 266-275.

RODRIGUES, E.N.L., MENDONÇA, JR., M. DE S., ROSADO, J.L.O., LOECK, A.E. 2010. Soil spiders in differing environments: *Eucalyptus* plantations and grasslands in the Pampa biome, southern Brazil. *Revista Colombiana de Entomología* 36(2):277-284.

ROESCH, L.F.W., VIEIRA, F.C.B., PEREIRA, V.A., SCHÜNEMANN, A.L., TEIXEIRA, I.F., SENNA, A.J.T., STEFENON, V.M. 2009. The Brazilian Pampa: a fragile biome. *Diversity* 1:182-198.

SATTLER, T., BORCARD, D., ARLETTAZ, R., BONTADINA, F., LEGENDRE, P., OBRIST, M.K., MORETTI, M. 2010. Spider, bee, and bird communities in cities are shaped by environmental control and high stochasticity. *Ecology* 91:3343-3353.

SCHMITZ, O.J., SUTTLE, K.B. 2001. Effects of top predators species on direct and indirect interactions in a food web. *Ecology* 82(7):2072-2081.

SILVA, P. G.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. & DI MARE, R. A. 2012. Attractiveness of different baits to Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) in forest fragments in the extreme south of Brazil. *Zoological Studies* 51:429-441.

SILVA, P. G. 2011. Métodos para a coleta de besouros escarabeíneos nos campos nativos no extremo sul do Brasil (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). *Revista Científica Rural* 13:429-446.

SILVA, P. G.; SILVA, F. C. G.; GARCIA, M. A. R.; COELHO, E. B.; MARTINS, L. A. 2010. Espécies de Canthonini (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) coletadas com armadilhas de queda em campo nativo no município de Bagé, RS. *Revista Congrega Urcamp* (CD-Rom) 4:1-10.

SILVEIRA, M.P., QUEIROZ, J.F. de., BOEIRA, R.C. 2004. *Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos*. Comunidade Técnico 19. Embrapa: Jaguariúna. 7 p.

STRÖM, L. 2004. Long-term effects of riparian clear-cutting-richer land snail communities in regenerating forests. Umea University, Umea, Sweden. Disponível em: http://www.eg.umu.se/masterpdf/lotta_strom.pdf>. Acesso em: 30 jun. 2004.

SUAREZ, A.V., BOLGER, D.T., CASE, T.J. 1998. Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal southern California. *Ecology* 79(6):2041-2056.

THOMÉ, J. W. 1975. Distensão de moluscos terrestres para fixação, com comentários sobre coleta e transporte. *Arquivos do Museu Nacional*, 55:153-154.

TSCHARNITKE, T., STEFFAN-DEWENTER, I., KRUESS, A., THIES, C. 2002. Characteristics of insect populations on habitat fragments: a mini review. *Ecological Research* 17(2):229-239.

UTZ, R.M., HILDERBRAND, R.H., BOWARD, D.M. 2009. Identifying regional differences in threshold responses of aquatic invertebrates to land cover gradients. *Ecological Indicators* 9:556-567.

UETZ, G.W. 1991 Habitat structure and spider foraging. In: Bell SS, McCoy ED, Mushinsky HR. Habitat structure: the physical arrangement of objects in space. Chapman & Hall: London. pp. 325–348.

VÁZQUEZ, D.P., AIZEN, M.A. 2003. Null model analyses of specialization in plant-pollinator interactions. *Ecology*, 84:2493-2501.

VALERIANO, M.M. 2008. *TOPDATA: Guia de utilização de dados geomorfométricos locais*, INPE.

VEECH, J. A., CRIST. T. O. 2009. *PARTITION 3.0 user's manual*. (unpublished document).

WEIHER, E., FREUND, D., BUNTON, T., STEFANSKI, A., LEE, T. et al. 2011. Advances, challenges and a developing synthesis of ecological community assembly theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 366: 2403-2413.