

**BIODIVERSIDADE DOS CAMPOS E ECÓTONOS CAMPO-  
FLORESTA NO PARANÁ**

**Proponente: Isabela Galarda Varassin**

**Área CNPq: Ecologia de Ecossistemas**

**Instituição: Universidade Federal do Paraná**

**(Departamento de Botânica)**

## 1. IDENTIFICAÇÃO DA PROPOSTA

---

Em outubro de 2010 o CNPq lançou o edital SISBIOTA, onde uma das chamadas (2) era intitulada “Pesquisa em Redes Temáticas para Ampliação do Conhecimento sobre a Biota, o Papel Funcional, Uso e Conservação da Biodiversidade Brasileira”. Neste edital, o Dr. Valério Patta Pillar, da UFRGS liderou equipe que submeteu a proposta **“Biodiversidade dos campos e dos ecótonos campo-floresta no sul do Brasil: bases ecológicas para sua conservação e uso sustentável”**. A proposta, que incluía três sub-projetos, um para cada estado sulino, foi contemplada no início do presente ano, e receberá aporte de recursos do próprio CNPq e da Fapergs.

Embora a notícia da aprovação da proposta tenha sido recebida com entusiasmo pela equipe de quase 100 pesquisadores, pela oportunidade de trabalho em rede e pelo desafio da pesquisa em biodiversidade em um bioma extremamente ameaçado, nos surpreendeu o corte de recursos feito pelo CNPq e a impossibilidade de alocação de recursos da Fapergs para atividades em outros estados representados no projeto. Com isso, o sub-projeto **“BIODIVERSIDADE DOS CAMPOS E ECÓTONOS CAMPO-FLORESTA NO PARANÁ”** ficou totalmente desprovido de recursos para custeio, além do corte geral sobre os pedidos de bolsas e capital, oriundas do CNPq.

Assim, a presente proposta visa preencher esta lacuna, através do trabalho conjunto de pesquisadores de três das principais instituições de ensino e pesquisa no Estado, buscando uma complementaridade de recursos que permitam a plena atividade da rede temática. A proposta aqui apresentada segue, estritamente, as linhas estabelecidas no projeto Sisbiota. Enfatizamos que apenas recursos para algumas bolsas e algum material permanente foi disponibilizado no edital Sisbiota-Brasil e que, sem os recursos mínimos aqui solicitados, será inviabilizada a participação do Paraná e a formação desta rede temática.

## 2. QUALIFICAÇÃO DO PRINCIPAL PROBLEMA A SER ABORDADO

---

### 2.1 OBJETIVOS E JUSTIFICATIVAS DA FORMAÇÃO DA REDE DE PESQUISA

A Rede de Pesquisa, conforme proposta em “Biodiversidade dos campos e dos ecótonos campo-floresta no sul do Brasil: bases ecológicas para sua conservação e uso sustentável” e **na qual esta presente proposta se insere**, objetiva em linhas gerais (1) a identificação de padrões taxonômicos, funcionais e filogenéticos de organização de espécies da flora e da em comunidades biológicas características dos campos sulinos e ecossistemas florestais associados, (2) a identificação de fatores de clima, solo, relevo e de uso da terra associados a esses padrões em diferentes escalas de observação.

Para atingir esses objetivos os participantes da Rede de Pesquisa realizarão levantamentos quantitativos e qualitativos abrangentes em escala regional nos três Estados do sul do Brasil. Serão avaliadas comunidades biológicas contemplando as taxocenoses de plantas (campestres e lenhosas florestais), bem como algumas redes de interações. Além de propiciar a ampliação do conhecimento sobre a biodiversidade e os padrões e processos a ela relacionados, essa abordagem permitirá avaliar as possibilidades de extrapolação de resultados experimentais, com controle de fatores relacionados ao manejo pastoril de ecossistemas campestres.

Os resultados desta Rede de Pesquisa proporcionarão bases ecológicas mais sólidas para subsidiar políticas públicas para conservação, restauração e uso sustentável dos campos sulinos e ecossistemas florestais associados. Estabelecer sistemas de produção de alimentos, fibras e biocombustíveis sem a descaracterização das paisagens naturais, com a manutenção de populações viáveis das espécies características e sem comprometer serviços ambientais, representa a forma mais efetiva de atenuar os principais problemas ambientais da atualidade: a perda de biodiversidade e as mudanças climáticas. O conhecimento de como os padrões de organização das comunidades biológicas respondem a fatores relacionados ao uso da terra e ao manejo, e de como esses padrões se refletem nos serviços ecossistêmicos oferecidos, permite que se ajustem os graus de intervenção antrópica dentro de limites considerados sustentáveis.

Os dados atualmente disponíveis de levantamentos da biodiversidade dos campos sulinos e ecossistemas florestais associados são ainda pontuais e dispersos. Sobre a flora das áreas campestres da Mata Atlântica destacam-se os trabalhos de Boldrini et al. (2009),

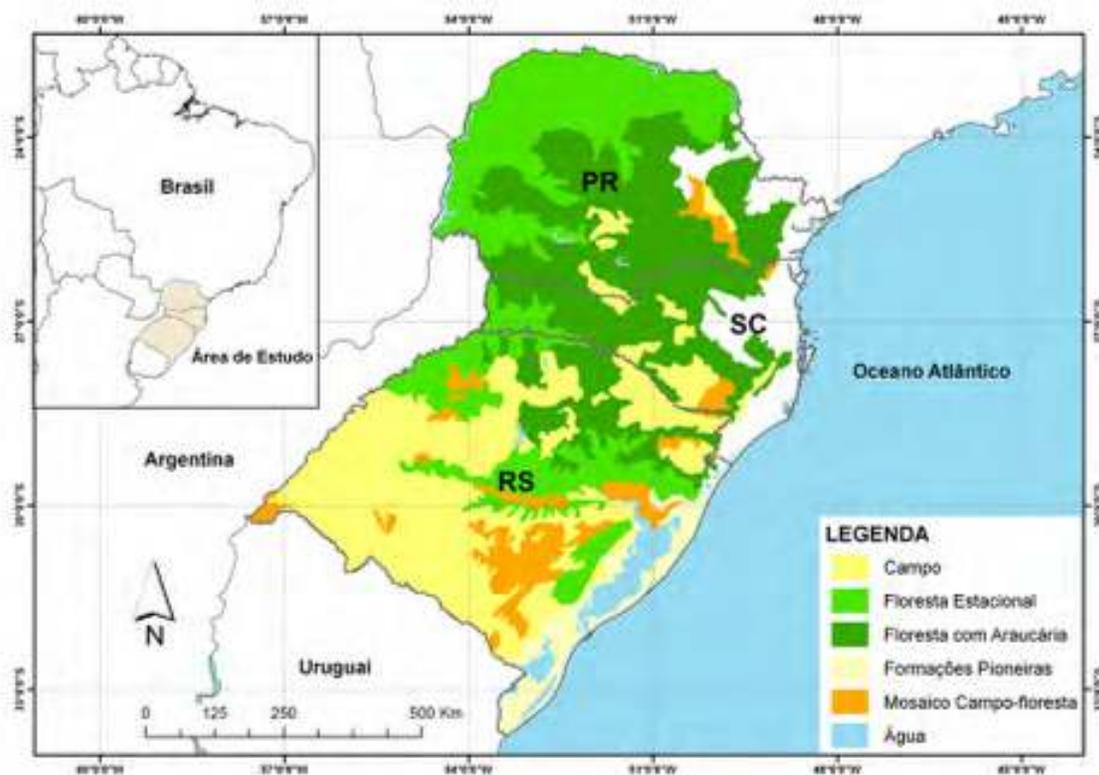
Moro (2001) e Zanin et al. (2009) e para o Pampa destacam-se Aguiar et al. (1986), Boldrini & Miotto (1987), Boldrini & Miotto (1987), Girardi-Deiro et al. (1992), Caporal (2006), Boldrini et al. (2008), Ferreira & Setubal (2009), Freitas et al. (2010). Sobre a flora das áreas de ecótono campo-floresta, destacam-se apenas alguns trabalhos realizados principalmente no nordeste do Rio Grande do Sul (Machado 2004; Oliveira & Pillar 2004; Duarte, Santos, et al. 2006; Duarte et al. 2007; Müller et al. 2007; Pillar, Müller, Oliveira, et al. 2009), sendo evidente a falta de informações para a região do Pampa (Dadalt 2007; 2010) e os estados de Santa Catarina e Paraná, quando consideradas essas zonas de transição. Sobre a fauna, Bencke (2009) apresenta uma revisão sobre o conhecimento atual dos endemismos e espécies ameaçadas das formações campestres dos Campos sulinos de modo geral, indicando a necessidade de mais levantamentos para a região. Para atender aos objetivos propostos para esta Rede de Pesquisa faltam dados obtidos de forma sistemática que possibilitem uma avaliação integrada de padrões de distribuição da biodiversidade de diferentes grupos taxonômicos em diferentes escalas espaciais.

## 2.2 CAMPOS SULINOS

Os campos sulinos são ecossistemas naturais que já caracterizavam essa região bem antes da expansão das formações florestais ocorrida após a metade do Holoceno (Behling & Pillar 2007; Dümig et al. 2008; Behling et al. 2009). Esses ecossistemas campestres (Fig. 1), pela classificação do IBGE, estão incluídos no bioma Pampa na porção sul e oeste do Rio Grande do Sul, e no bioma Mata Atlântica nas partes mais altas do planalto Sul-brasileiro. Em algumas regiões os campos predominam e constituem a matriz da paisagem, enquanto noutras regiões, tanto no bioma Pampa como no bioma Mata Atlântica, formam mosaicos associados com manchas isoladas de floresta (capões) e florestas ripárias. Essas florestas são de diferentes tamanhos e formas (Matte 2009) e contêm elementos da floresta estacional decidual e semi-decidual, ou da floresta ombrófila mista com a ocorrência de *Araucaria angustifolia*.

Os campos são responsáveis por importantes serviços ambientais. Têm sido a principal fonte forrageira para a atividade pastoril, que no Rio Grande do Sul é um dos principais setores da economia (Pillar et al. 2006; Pillar, Müller, Castilhos, et al. 2009). Abrigam alta biodiversidade, com cerca de 2,2 mil espécies vegetais, cujo conhecimento sobre usos potenciais ainda é incipiente (Boldrini 2009), e com elevada diversidade faunística incluindo espécies ameaçadas de extinção (Bencke 2009). Garantem a conservação de recursos hídricos superficiais (Kozera et al. 2009; Geahl et al. 2010) e

subterrâneos (Melo 2009), e oferecem beleza cênica com potencial turístico importante. Sua conservação tem implicações no balanço de carbono no solo e nas emissões de gases do efeito estufa, contribuindo assim no esforço de mitigação de mudanças climáticas globais (Klumpp & Soussana 2009; Soussana 2009). Além disso, manejos pastoris conservativos da biodiversidade podem aumentar a resiliência dos ecossistemas campestres, contribuindo assim para a adaptação dos sistemas produtivos pecuários às mudanças climáticas (Soussana 2009).



**Figura 1.** Mapa de distribuição potencial das formações vegetais no sul do Brasil, adaptado de IBGE (2004), considerando apenas as tipologias que serão contempladas nas áreas de estudo deste projeto: Campo, Mosaico Campo-floresta (formações savânicas); ecótonos Campo-Floresta com Araucária; ecótonos Campo-Floresta Estacional.

A conservação desses ecossistemas campestres tem sido negligenciada (Overbeck et al. 2007). Nas últimas três décadas sua conversão em usos agrícola e silvicultural levou a que em 2002 remanescentes com vegetação campestre natural cobrissem no Rio Grande do Sul apenas cerca de 50% da área original (Cordeiro & Hasenack 2009). No caso dos Campos Gerais do Paraná, os remanescentes campestres

totalizam menos de 10% da distribuição original (Rocha 1995). Além da perda de habitat, a conversão também tem gerado fragmentação desses ecossistemas, com conseqüências nos padrões de biodiversidade e incremento nos riscos de extinções de espécies da flora e da fauna silvestre. Além disso, invasões de espécies, como a gramínea exótica *Eragrostis plana* (Medeiros et al. 2009) e outras espécies lenhosas (Guadagnin et al. 2009), constituem uma ameaça à integridade desses ecossistemas. Apenas 0,33% dos campos estão atualmente protegidos por unidades de conservação no Rio Grande do Sul (Overbeck et al. 2007). Ou seja, a conservação de grande parte das áreas que ainda hoje mantêm características ecossistêmicas dos campos do planalto do Rio Grande do Sul e do Pampa se deve ao manejo tradicional com uso pastoril (Cordeiro & Hasenack 2009). Com relação aos demais planaltos (Santa Catarina e Paraná), embora cerca de 20% dos Campos Gerais do Paraná estejam sob conservação oficial em nove unidades diferentes (Moreira & Rocha 2007), as áreas efetivamente implantadas somam apenas 4 mil ha. O Refúgio de Vida Silvestre de Palmas protege 16 mil hectares na divisa de Paraná e Santa Catarina. Ainda neste estado, 49 mil ha estão protegidos no Parque Nacional de São Joaquim.

A dinâmica natural dos ecossistemas campestres está associada à ocorrência de determinados níveis de distúrbios, como o pastejo animal e o fogo. Estes distúrbios geram heterogeneidade espacial e permitem maximizar a diversidade de espécies na comunidade na medida em que renovam os processos sucessionais, impedindo a homogeneização da comunidade por poucas espécies competitivamente superiores. Avaliações sobre esses distúrbios para os campos do sul do Brasil demonstraram sua influência sobre a diversidade de espécies vegetais, e portanto, sua importância para a própria conservação (Overbeck et al. 2005; Overbeck et al. 2007). Apesar disso, o manejo com pastejo e/ou queimadas em áreas campestres em unidades de conservação ainda é um verdadeiro tabu no Brasil (Pillar & Vélez 2010).

As queimadas têm ocorrido nos campos desde o início do Holoceno, provavelmente de origem antrópica (Behling et al. 2005; Behling & Pillar 2007), e o pastejo pelo gado está presente desde sua introdução no século XVII (Porto 1954). No entanto, fogo e pastejo estão negativamente associados; por um lado, onde o pastejo é suprimido a vegetação se torna mais inflamável e as queimadas tendem a apresentar maior extensão e intensidade, por outro, áreas manejadas adequadamente com pastejo são menos inflamáveis. Portanto, o manejo pastoril adequado poderia reduzir a necessidade de queimadas e também os riscos de queimadas catastróficas, o que seria de especial

relevância em unidades de conservação, principalmente considerando áreas de contato com ecossistemas florestais.

Há evidências de que grandes herbívoros pastadores co-evoluíram com as espécies de gramíneas na América do Sul desde o início do Mioceno (MacFadden 1997; 2005). O pastejo por grandes pastadores, portanto, não é estranho na evolução das espécies dos campos, sendo plausível a conjectura de que o gado doméstico possa representar a reintrodução de um processo ecossistêmico antes desempenhado por uma megafauna pastadora, mantidas as devidas proporções em termos de densidade populacional. Estudos sobre as conseqüências do manejo pastoril na biodiversidade da fauna indicam que a ausência de distúrbios, assim como o seu excesso (e.g. sobrepastejo), são prejudiciais (Bencke 2009; Dalazoana & Moro 2010). A presença dos animais pastadores modifica a estrutura da vegetação pela seleção entre plantas palatáveis e não palatáveis e também influencia na microvariação topográfica, o que pode incrementar a heterogeneidade espacial de habitats (Morris 2000). Práticas de manejo que sustentam pastagens diversas e estruturalmente complexas sustentam assembléias de invertebrados terrestres mais diversas e funcionais (Reid & Hochuli 2007). Entretanto, ainda pouco se sabe da relação da fauna tipicamente campestre com processos ecológicos associados ao manejo (Bencke 2009).

### 2.3 CONVERSÃO, FRAGMENTAÇÃO DE HABITATS CAMPESTRES E EXTINÇÕES DE ESPÉCIES

Uma questão relevante no contexto desta Rede de Pesquisa são os efeitos da conversão e fragmentação de habitats campestres nas extinções locais de espécies vegetais e animais.

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. Há evidências de que extinções de espécies podem ocorrer várias gerações depois da fragmentação (Helm et al. 2006; Vellend et al. 2006; Gustavsson et al. 2007; Sammul et al. 2008; Metzger et al. 2009; Scheleuning & Matthies 2009), um fenômeno denominado por Tilman & May (1994) como *extinction debt* (dívida de extinções), porque é um custo ecológico que será pago no futuro, mas resulta da destruição de habitats e fragmentação da paisagem ocorridas até o presente. Entretanto, tem sido difícil traçar conclusões gerais sobre os efeitos da fragmentação, pois há variação nas respostas entre grupos taxonômicos e entre escalas de observação (e.g.,

Ewers & Didham 2006). No caso de plantas de comunidades campestres, os resultados acerca dos efeitos da fragmentação são pouco claros e até divergentes (Cousins 2009, e referências citadas).

De modo geral, acredita-se que os padrões de diversidade e de organização das comunidades campestres são influenciados pela perda e fragmentação dos habitats, sendo alguns grupos mais sensíveis que outros. Neste sentido, o tamanho, o grau de isolamento e a matriz circundante (tipo de intervenção) são características importantes (Chust et al. 2006; Oster et al. 2007). O tipo de matriz pode atuar como barreira ou não à dispersão dos organismos, uma vez que cada organismo reconhece a matriz de forma diferente. Logo, o tipo de matriz, associado à distância entre os fragmentos e à capacidade de dispersão dos diferentes organismos são importantes fatores para determinação da conectividade funcional. Isso significa que, dada uma mesma característica de matriz e distância entre fragmentos, podem haver diferentes graus de conectividade funcional dependendo do tipo de organismo ou fenômeno em foco. Como consequência, certos componentes das comunidades podem ser mais resilientes do que outros à fragmentação.

A conservação da diversidade no longo prazo pode depender não somente da manutenção dos componentes das comunidades, mas também da forma como estes se relacionam - o que Thompson (1997) denominou de "a conservação da diversidade de interações". O estudo da diversidade de interações pode ainda ajudar a prever mudanças na estrutura das populações, uma vez que a extinção das interações pode ocorrer antes mesmo da extinção das espécies, e as interações são fortemente relacionadas com a densidade das espécies em um determinado local (Bosch & Waser 2001). Em estudo de simulação de extinções dentro de redes de interação, Memmott et al. (2004) encontraram que diversidade de espécies de plantas tende a declinar mais rapidamente quando são extintos primeiramente os polinizadores mais generalistas, ou seja, aqueles com maior número de interações com plantas. Como as espécies generalistas tendem a ser as mais abundantes em uma rede (Vázquez & Aizen 2003), os resultados encontrados quando sua extinção é simulada em teias alimentares pode ser, em casos extremos, o colapso da rede de interações (Solé & Montoya 2001, Dunne et al. 2002). Assim, o estudo de redes de interações em habitats fragmentados pode ser uma ferramenta valiosa para se avaliar o grau de conservação e o destino de suas espécies.

Além do espaço (tamanho e conectividade das manchas) ter influência sobre a amplitude e a intensidade dos efeitos da fragmentação, o tempo transcorrido desde o

evento da conversão adjacente e conseqüente fragmentação do habitat também exerce efeitos diferenciados sobre os padrões de diversidade, especialmente se os organismos alvo de estudo são de vida longa (Cousins & Eriksson 2008; Zald 2009).

Portanto, para atingir resultados representativos de teorias ecológicas e passíveis de previsões relacionadas a estratégias de conservação, restauração e uso sustentável, é fundamental considerar uma certa amplitude de paisagens com graus crescentes de transformação e não apenas aquelas que ainda mantêm elevada biodiversidade (Cousins & Eriksson 2008; Cousins 2009). Desta forma, a avaliação de diferentes taxocenoses e suas interações em diferentes escalas, contextualizando o espaço no tempo transcorrido desde o evento principal de ruptura do habitat, será de suma importância para conhecermos um pouco mais acerca das dívidas de extinção já estabelecidas (pelas observações das áreas fragmentadas há mais tempo) e daquelas prováveis no futuro (fragmentação recente).

Uma das principais questões mais específicas desta Rede de Pesquisa, associada aos efeitos da fragmentação, é se (i) as taxocenoses de plantas, bem como parte da rede de interações interespecíficas, são afetadas pela fragmentação de habitats; em caso positivo, (ii) qual é a intensidade dos efeitos, e (iii) em que escala espacial e/ou temporal esses efeitos são percebidos? As respostas irão contribuir substancialmente para a obtenção de parâmetros e indicadores robustos sobre os efeitos da fragmentação dos habitats naturais.

As mudanças da paisagem representadas pela perda de área por conversão de habitats na região dos Campos Sulinos foram recentemente evidenciadas por Cordeiro & Hasenack (2009). Considerando a influência destas mudanças sobre a biodiversidade, há um consenso crescente sobre a importância de adotar a paisagem como referência, enfatizando a importância da manutenção das relações funcionais entre os componentes dos sistemas ecológicos, a fim de que as estratégias de manejo, uso sustentável e conservação da biodiversidade sejam eficientes (With 2005). Assim, é importante identificar as principais transições de conversão de cobertura da terra entre vegetação campestre natural e outros usos agropecuários, sua dependência espacial e suas tendências em termos de taxa de conversão no tempo. A caracterização dessas transições de paisagem permitiria inferir sobre cenários de conservação e risco de perda de fisionomias naturais e de diversidade. Tais cenários levariam em conta que a velocidade ou magnitude espacial das transformações varia em diferentes regiões e que, portanto, regiões de alta importância para biodiversidade podem estar sujeitas a diferentes graus de

vulnerabilidade. Assim, a análise de vulnerabilidade, evidentemente, permite que se identifique e priorize mais claramente onde e que tipo de ação de conservação pode ser necessária em diferentes regiões. Regiões igualmente importantes, podem ter vulnerabilidades diferentes e portanto demandarão estratégias de conservação diferentes.

Além da importância em se identificar os reais efeitos da fragmentação sobre diferentes taxocenoses nos campos, existe a necessidade de obter um melhor poder preditivo e de identificar antecipadamente limiares de mudança na paisagem associados a mudanças abruptas na biodiversidade. Por exemplo, modelos simples descrevendo a relação entre perda de área de habitat e riqueza ou composição de espécies em diferentes ecossistemas podem ser diretamente empregados no apoio a decisões sobre priorização de áreas protegidas. Porém, outros atributos associados ao processo de fragmentação podem influenciar as comunidades biológicas, como a subdivisão e o isolamento de habitats, e o tipo de cobertura da matriz entre esses habitats (Lindenmayer & Fischer 2006). Este tema tem relevância no contexto da investigação científica em ecologia, uma vez que tais limiares são bem compreendidos em paisagens simuladas, mas não em paisagens reais (Oliveira Filho & Metzger 2006). Além disso, tem interesse também do ponto de vista de conservação dos campos, pois a sustentação da hipótese de limiares de atributos da paisagem permitiria utilizar tais atributos para identificar a vulnerabilidade de paisagens quanto à conservação da biodiversidade.

A conectividade funcional entre manchas de remanescentes campestres pode ser potencialmente distinta em função do uso antrópico da matriz, e em conseqüência, poderá ser diferente o efeito sobre o isolamento efetivo entre os remanescentes. A conectividade, em particular, é considerada um componente essencial da integridade ecossistêmica e da dinâmica de metapopulações (Noss 1991 apud With 2005) e sua importância para conservação vem sendo intensamente investigada e enfatizada (Ricketts 2001; With 2005; Kindlemann & Burel 2008; Martensen et al. 2008; Ribeiro et al. 2009). Segundo Kindlemann & Burel (2008), a conectividade possui duas perspectivas: a da paisagem e a do organismo. Em outras palavras, pode-se medir a conectividade de uma paisagem como um todo, porém sob a perspectiva de diferentes organismos ou fenômenos, esta paisagem pode representar diferentes graus de conectividade. Uma possibilidade de lidar agora com esse problema é utilizar a hipótese do limiar de conectividade estrutural, proposta por Metzger & Décamps (1997). De acordo com essa hipótese, num processo de perda de habitat, há um limiar crítico onde o grau de conectividade estrutural decresce abruptamente e, conseqüentemente, os requerimentos para muitas espécies podem não

mais estar sendo satisfeitos, ocorrendo então um aumento nas taxas de extinção. Limiares de mudança na paisagem podem ser examinados pela conectividade estrutural, conectividade funcional ou mesmo em função de outros indicadores de estrutura da paisagem (e.g. Oliveira-Filho & Metzger 2006).

#### 2.4 MOSAICOS CAMPO-FLORESTA: PROCESSOS ECOLÓGICOS E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE EM ECÓTONOS

A Rede de Pesquisa também envolverá estudos de padrões de organização de comunidades florestais associadas aos campos bem como de processos ecológicos nesses ecótonos.

Na região de estudo (Fig. 1), os ecossistemas campestres formam ecótonos com florestas ombrófilas mistas (floresta com *Araucária*) e estacionais. As florestas estacionais decíduais e semi-decíduais formam ecótonos com campos nas regiões noroeste e centro-sul do Rio Grande do Sul (IBGE 2004). No noroeste, a conversão destas zonas foi extremamente elevada, limitando muito as áreas com vegetação natural. Já na metade sul do Estado, ainda restam grandes extensões de áreas com mosaicos de campo-floresta (Cordeiro & Hasenack 2009). Nesta região, os ecótonos ocorrem com manchas florestais presentes na forma de capões, matas ripárias ou florestas de encostas (presentes especialmente em faces orientais da Serra do Sudeste) (Rambo 1956; Leite 2002; Marchiori 2004). Processos de adensamento de espécies lenhosas sobre áreas campestres e de expansão florestal junto às bordas com as florestas estacionais ou via nucleação, assim como ocorre na região do Planalto (ver abaixo), também têm sido registrados (Dadalt 2007; Müller et al. 2007; Dadalt 2010). Tais processos estão associados a mudanças climáticas em larga escala (Bond & Midgley 2000; Behling et al. 2005), bem como a mudanças locais relacionadas aos regimes de manejo, especialmente aqueles relacionados com pastejo e fogo (Dadalt 2010; Müller et al. 2007; Overbeck et al. 2007). Desta forma, padrões de diversidade tendem a ser extremamente dinâmicos nestas áreas de ecótono, sendo ainda pouco conhecidos tanto em comunidades campestres quanto nas florestais associadas.

As florestas com *Araucaria angustifolia* dominam fisionomicamente as áreas mais altas do Planalto Meridional Brasileiro (Hueck 1972) e em extensas áreas formam mosaicos com campos naturais nos três estados do sul do Brasil. Estudos palinológicos demonstraram que a formação de mosaicos campo-floresta no sul do Brasil foi fortemente

determinada por alterações climáticas do Quaternário (Behling & Pillar 2007). Sendo assim, é esperado que as mudanças climáticas contemporâneas, induzidas pela atividade humana, possam influenciar a dinâmica desses ecossistemas. Embora se observe expansão florestal, especialmente em campos protegidos de pastejo e fogo (Oliveira & Pillar 2004; Duarte, Machado, et al. 2006; Duarte, Santos, et al. 2006; Duarte et al. 2007; Schüler da Silva 2009b), pouco se sabe sobre como o clima tem influenciado este processo.

Anéis de crescimento de árvores têm sido utilizados em reconstruções de dinâmica vegetacional (e.g. Villalba & Veblen 1997) e como *proxy* em reconstruções climáticas (e.g. Esper et al. 2002). *Araucaria angustifolia*, a principal espécie florestal colonizadora e formadora de núcleos florestais nos campos do bioma Mata Atlântica, forma anéis de crescimento anuais em decorrência da sazonalidade de fotoperíodo e temperatura (Silva et al. 2009). Análises dendroecológicas demonstraram que seu recrutamento em campos manejados é fortemente reduzido e restringido à borda florestal (Schüler da Silva 2009a). Análises de largura e conteúdo isotópico em anéis de crescimento mostraram que *A. angustifolia* apresenta crescimento sincrônico (Seitz & Kanninen 1989; Oliveira et al. 2010), sendo sensível a variações interanuais de temperatura (Oliveira et al. 2010) e à elevação de CO<sub>2</sub> atmosférico (Silva et al. 2009), indicando potencial para reconstruções climáticas regionais. Através desta Rede de Pesquisa construiremos séries dendrocronológicas de recrutamento e crescimento (largura de anéis) de *A. angustifolia* em ecótonos floresta-campo. Esses dados informarão sobre o histórico de expansão florestal e permitirão quantificar a influência climática neste processo, através da comparação das séries dendrocronológicas com séries meteorológicas instrumentais.

A expansão dos pinhais sobre os campos ocorre a partir da vegetação da borda florestal (Oliveira & Pillar 2004), ou do estabelecimento de espécies lenhosas em áreas campestres, iniciando o processo de nucleação florestal (Klein 1960; Duarte, Machado, et al. 2006, Duarte et al. 2007). Os padrões estruturais das florestas com *Araucaria* ao longo do gradiente latitudinal resultam de processos históricos de expansão florestal sobre áreas campestres desde o último máximo glacial ( $\pm$  14000 anos atrás) (Behling 2002; Duarte et al. 2009). No sul do Brasil, a expansão da floresta com *Araucaria* sobre o campo através de nucleação tem sido avaliada através da análise de padrões de colonização do campo e de manchas florestais sob baixo impacto antrópico (Duarte, Machado, et al. 2006; Duarte, Santos, et al. 2006; Duarte et al. 2007). O processo de

nucleação e a colonização das manchas depende da ação de vertebrados dispersores, pois a maioria das espécies encontradas nos pinhais do sul do Brasil são zoocóricas (Duarte et al. 2007). Padrão semelhante tem sido observado em outras formações arbóreas do sul do Brasil, como as florestas estacionais da Depressão Central (Giehl et al. 2007) e da Serra do Sudeste (Jurinitz & Jarenkow 2003). Em áreas onde a zoocoria predomina, a dispersão das espécies vegetais depende fundamentalmente da manutenção de populações viáveis de vertebrados dispersores, já que a capacidade das espécies de colonizar novos habitats relaciona-se diretamente ao sucesso de suas estratégias reprodutivas na dispersão (Howe & Miriti 2004). Nesta Rede de Pesquisa investigaremos a recorrência desses padrões e processos em ecótonos floresta-campo no sul do Brasil.

Os padrões em mosaico gerados pela alternância entre habitats campestres e florestais geram processos ecológicos bastante complexos na paisagem do sul do Brasil. Em áreas campestres nas quais pressões de pastejo e fogo são excluídas, o avanço florestal sobre o campo pode levar à fragmentação dos mesmos pela nucleação de manchas florestais em meio à matriz campestre (ver *CONVERSÃO, FRAGMENTAÇÃO DE HABITATS CAMPESTRES E EXTINÇÕES DE ESPÉCIES*). Sob este ponto de vista, o manejo pastoril poderia garantir a manutenção de altos níveis de diversidade em ecossistemas campestres (Pillar & Vélez 2010). Por outro lado, sob o ponto de vista dos ecossistemas florestais associados aos campos, o uso de manchas florestais pelo gado leva a uma simplificação estrutural das comunidades florestais, devido ao pisoteio e pastejo no interior das manchas. Tais efeitos se expressam visualmente na estrutura da vegetação de sub-bosque. Portanto, a exclusão do gado de uma determinada área pode levar ao empobrecimento das comunidades vegetais campestres, ao passo que o seu acesso às áreas florestais pode levar ao empobrecimento das comunidades florestais associadas aos campos. Nesta Rede de Pesquisa também quantificaremos processos espaciais em zonas de ecótono floresta-campo associados aos efeitos do gado sobre a dinâmica das comunidades de diferentes grupos taxonômicos (plantas herbáceas e lenhosas) em relação à diversidade específica, funcional e filogenética.

## 2.5 ABORDAGEM FUNCIONAL DA BIODIVERSIDADE

A Rede de Pesquisa que propomos abordará a questão de como se estruturam as comunidades biológicas dos campos e ecossistemas associados em termos de padrões funcionais de organização e quais são as relações de tais estruturas com fatores e processos ecossistêmicos.

As espécies podem ser descritas por sua identidade taxonômica e também ser caracterizadas por atributos morfológicos e fisiológicos que refletem as respostas das espécies a fatores ambientais, e também os efeitos das próprias espécies no ecossistema (Lavorel & Garnier 2002). Ou seja, esses atributos são funcionais, bem como são funcionais os padrões de comunidades definidos com base nesses atributos (Pillar & Orłóci 1993a). A descrição por atributos funcionais permite a identificação de padrões de organização que podem em certa medida ser extrapolados para comunidades com espécies distintas daquelas de origem do estudo, o que proporciona a generalização do conhecimento necessário para sua conservação e uso sustentável.

A organização de espécies em comunidades mostra duas tendências aparentemente paradoxais. Por um lado, um padrão de organização com convergência de atributos funcionais é gerado pela ação de filtros ambientais, que limitam as espécies presentes na comunidade àquelas mais semelhantes em certos atributos (Keddy 1992). Por outro, as interações bióticas entre as espécies presentes afetam a estrutura da comunidade, formando arranjos de espécies que podem divergir mais entre si em termos de atributos funcionais do que o esperado se estivessem aleatoriamente distribuídas. As interações bióticas geram limitação de similaridade (Diamond 1975), um padrão de organização com divergência de atributos (Wilson 1999).

A identificação de padrões de organização das comunidades definidos por atributos funcionais dos organismos permite revelar respostas das comunidades às mudanças ambientais (e.g., clima, regime de distúrbios) e os efeitos dessas mudanças nas propriedades dos ecossistemas (e.g., produtividade primária, decomposição de biomassa, estoque de carbono no solo, resiliência, invasibilidade), e por sua vez nos serviços ambientais relacionados a essas propriedades dos ecossistemas (Diaz et al. 2007), tais como produção de forragem e/ou produção pecuária, conservação da biodiversidade, mitigação de emissões de gases do efeito estufa (Klumpp & Soussana 2009; Soussana 2009). Não se pode perder de vista, porém, que esses atributos funcionais são carregados por populações de espécies que persistem e se reproduzem nas comunidades. Portanto, mesmo numa abordagem funcional baseada em atributos, a espécie deve ser considerada como unidade fundamental. A identificação de tipos funcionais – grupos de espécies mais semelhantes quanto aos atributos funcionais (Pillar & Sosinski 2003), é uma forma de simplificar a interpretação dos padrões e assim facilitar a extrapolação para escalas mais amplas.

Os processos evolutivos têm provavelmente influência nos padrões funcionais de

organização de comunidades (Pillar & Duarte 2010). Muitas comunidades apresentam padrões de organização que não são independentes das relações de parentesco (i.e. filogenia) das espécies componentes. Dentre estas, algumas comunidades são formadas por espécies mais aparentadas do que o esperado pelo acaso, enquanto outras são formadas por espécies menos aparentadas do que o esperado pelo acaso (Webb 2000; Cavender-Bares et al. 2004; Kembel & Hubbell 2006). Além disso, mesmo em uma escala local pode haver uma expressiva associação entre determinados clados e tipos de habitats (Duarte 2010). Essa influência da filogenia sobre a organização das comunidades é mediada pelo fato de que os atributos ecológicos das espécies não são independentes da filogenia (Felsenstein 1985). De maneira geral, existe uma forte tendência das espécies de plantas manterem as características ecológicas dos seus ancestrais, o que se denomina conservação filogenética de nicho (Prinzing 2001). Entretanto, também pode haver convergência evolutiva de características ecológicas, de modo que espécies menos aparentadas sejam ecologicamente mais similares que espécies filogeneticamente próximas (Cavender-Bares et al. 2004). Dessa forma, espera-se que a estrutura filogenética de uma comunidade seja gerada por um balanço entre conservação filogenética e convergência de nicho atuando sobre os atributos ecológicos das espécies componentes.

Hipóteses propostas para explicar os padrões de estrutura filogenética consideram que a competição por recursos ou os filtros ambientais são as forças ecológicas predominantes. Comunidades filogeneticamente agrupadas seriam formadas pela ação de filtros ambientais sobre espécies com atributos ecológicos evolutivamente conservados, ao passo que comunidades filogeneticamente dispersas seriam formadas ou pelo efeito de filtros ambientais sobre espécies com atributos evolutivamente convergentes ou pela predominância de interações competitivas entre espécies com atributos evolutivamente conservados (Webb et al. 2002). Dessa forma, fica evidente que verificar a estrutura filogenética de uma comunidade não explicita qual mecanismo ecológico causa essa estrutura; é necessário também conhecer os atributos ecológicos das espécies que a compõem (Cavender-Bares et al. 2004; Kembel & Hubbell 2006; Cavender-Bares et al. 2009; Pillar & Duarte 2010).

Por outro lado, comunidades podem ser entidades neutras, formadas por especiação e extinção aleatórias, dispersão limitada e deriva ecológica (Hubbell 2001). Segundo essa perspectiva, as espécies são funcionalmente idênticas, e os processos determinísticos como a ação de filtros ambientais e as interações competitivas entre as espécies não são importantes na formação das comunidades. Se essa ideia procede,

espera-se que em escala local as comunidades exibam padrões aleatórios com relação à filogenia (Kembel & Hubbell 2006; Kraft et al. 2007). Assim, a verificação da estrutura filogenética das comunidades pode contribuir para a quantificação da importância relativa de processos neutros e processos ditados por diferenças entre as espécies (Webb et al. 2002; Cavender-Bares et al. 2004; Kembel & Hubbell 2006; Cavender-Bares et al. 2009).

A estrutura filogenética das comunidades varia com a escala espacial (Webb et al. 2002; Cavender-Bares et al. 2006b; Emerson & Gillespie 2008; Vamosi et al. 2009). Estudos anteriores têm ignorado a estrutura filogenética das comunidades na escala de indivíduos vizinhos (Vamosi et al. 2009). Já as análises de vizinhança (*neighborhood analysis*) procuram verificar o quanto a performance de um indivíduo, em termos de crescimento e sobrevivência, é influenciada pelo número, distância e identidade dos indivíduos vizinhos, considerando apenas se estes são da mesma espécie ou não (Hubbell 2001; Uriarte et al. 2004). Surpreendentemente, nenhuma tentativa de integração entre essas duas abordagens foi realizada até o momento, o que aponta para a necessidade de se avaliar a influência da filogenia na estruturação das comunidades na escala da vizinhança, ou seja, na escala dos indivíduos que interagem diretamente (Vamosi et al. 2009). Além disso, o fato de que a estrutura filogenética também pode variar com as escalas taxonômica (Cavender-Bares et al. 2006a), do tamanho da comunidade e do tamanho do *pool* de espécies (Swenson et al. 2006) mostra que abordagens em múltiplas escalas são essenciais para aprofundar a compreensão do papel da filogenia na estruturação das comunidades. Nesse contexto, são particularmente promissores estudos que investiguem a estrutura filogenética de comunidades integrando a escala taxonômica de família ou gênero à escala espacial da vizinhança (Vamosi et al. 2009), ou seja, que investiguem como espécies de uma mesma família se organizam em uma comunidade na escala espacial de indivíduos que interagem diretamente

### **3. OBJETIVOS E METAS A SEREM ALCANÇADOS**

---

O projeto objetiva (1) a identificação de padrões taxonômicos, funcionais e filogenéticos de organização de espécies da flora em comunidades biológicas características dos campos e ecótonos campo-floresta e (2) a identificação de fatores de clima, relevo, solo, fragmentação da paisagem, e uso pastoril associados a esses padrões

em diferentes escalas de observação.

Neste projeto serão realizados levantamentos quantitativos e qualitativos de ecossistemas campestres e ecossistemas florestais associados, abrangentes em escala regional, em que serão avaliadas comunidades biológicas contemplando as taxocenoses de plantas.

### 3.1 Objetivos

Serão obtidos dados das comunidades biológicas contemplando plantas (campestres e lenhosas florestais).

A Rede de Pesquisa propiciará a ampliação do conhecimento sobre a biodiversidade e os padrões e processos a ela relacionados. Para todos os grupos avaliados serão geradas informações sobre a riqueza local de espécies (diversidade alfa) e as variações espaciais na composição de espécies (diversidade beta) e sobre como estes padrões estão associados aos fatores ambientais avaliados.

Estas informações permitirão qualificar o conhecimento sobre a distribuição das espécies e a sua obtenção a partir de uma rede sistemática de sítios amostrais produzirá dados úteis para a elaboração de modelos de distribuição potencial. Os resultados também indicarão como se estruturam as comunidades biológicas dos campos e ecossistemas associados em termos de padrões funcionais e filogenéticos de organização e quais são as relações de tais estruturas com fatores e processos ecossistêmicos.

Com base nos padrões estruturais e funcionais das comunidades biológicas serão avaliadas as possibilidades de extrapolação de resultados experimentais, com controle de fatores relacionados ao manejo pastoril de ecossistemas campestres, que vêm sendo obtidos por integrantes da equipe em alguns sítios de pesquisa no Rio Grande do Sul (e.g. PELD).

Pretende-se responder questões mais específicas sobre os efeitos da fragmentação. Se e com que intensidade e em quais escalas espaciais e temporais as taxocenoses de plantas, bem como parte da rede de interações interespecíficas, são afetadas pela fragmentação de habitats.

Serão obtidas séries dendrocronológicas de recrutamento e crescimento (largura de anéis) de *Araucaria angustifolia* em ecótonos floresta-campo. Esses dados informarão sobre o histórico de expansão florestal e permitirão quantificar a influência climática neste processo, através da comparação das séries dendrocronológicas com séries meteorológicas instrumentais.

Serão quantificados processos espaciais em zonas de ecótono floresta-campo associados aos efeitos do gado sobre a dinâmica das comunidades em relação à diversidade específica, funcional e filogenética.

### 3.2 Metas

As metas para o primeiro ano são:

- Realizar as análises de ecologia de paisagem, relacionadas com os níveis de fragmentação dos campos e com a variação das condições ambientais na escala regional e de paisagem, a fim de dar subsídio à demarcação das unidades amostrais na escala de paisagem.
- Realizar saídas de reconhecimento das áreas conforme as divisões propostas a partir das análises de paisagem, a fim de validar a possibilidade de realização dos levantamentos, bem como estabelecer os primeiros contatos com os possíveis proprietários das áreas.
- Realização de 50% dos levantamentos propostos, considerando as respectivas taxocenoses, conforme indicado no cronograma.
- Realização das coletas de solos para os mesmos locais cujos levantamentos forem realizados.
- Realização de 100% do levantamento de dados de dendrocronologia.
- Dar início às análises de ecologia de paisagem associadas a definição de limiares estruturais e de conectividade da paisagem.
- Realização de uma reunião entre todos os integrantes do projeto (*workshop*)

As metas para o segundo ano são:

- Completar os levantamentos propostos, considerando as respectivas taxocenoses, conforme indicado no cronograma.
- Realização das coletas de solos para os mesmos locais cujos levantamentos forem realizados.
- Completar o levantamento de dados de dendrocronologia.
- Completar as análises de ecologia de paisagem associadas a definição de limiares estruturais e de conectividade da paisagem.
- Troca de informações entre os grupos e otimização de esforços para a coleta de dados de atributos.

- Obter os atributos funcionais referentes a espécies vegetais.
- Organização das listas taxonômicas das espécies e das respectivas informações filogenéticas.
- Início da organização dos dados na forma de um banco de dados que inclua as informações taxonômicas e de atributos funcionais para os três projetos
- Início das análises estatísticas relacionadas às diferentes taxocenoses.
- Elaboração dos primeiros artigos científicos e término de dissertações de mestrado relacionadas ao projeto, que iniciarem no primeiro ano.
- entre todos os integrantes do projeto (*workshop*)
- Compilação dos dados de todos os levantamentos, tanto relacionados às espécies quanto aos atributos destas.
- Finalização da caracterização das variáveis ambientais, tanto para o estrato regional, quanto de paisagem (UAP) e local (UAL).
- Realização de análise de dados respectivas às taxocenoses individualmente e considerando a comunidade como um todo.
- Início da elaboração de artigos.
- Realização de um seminário final com todos os participantes do projeto, com apresentação das sínteses dos principais resultados e discussão dentro do grupo.

#### **4. METODOLOGIA A SER EMPREGADA**

---

Para o levantamento serão definidas unidades de amostragem na escala de paisagem abrangendo diferentes regiões dos campos sulinos. A definição das unidades considerará também parâmetros estruturais da paisagem para identificar áreas remanescentes naturais com diferentes níveis de fragmentação de habitats (e.g. número de fragmentos de campo, tamanho médio dos fragmentos, grau de isolamento/conectividade), a partir das imagens já disponíveis destes remanescentes (Cordeiro & Hasenack 2009). Com estes resultados, os locais de amostragem deverão representar a variação dos níveis de fragmentação.

No âmbito dos levantamentos serão obtidos dados, com esforço amostral

padronizado, sobre: (1) a composição de espécies das diferentes taxocenoses nas comunidades estudadas, (2) os atributos funcionais das espécies componentes dessas comunidades e (3) a filogenia dessas espécies.

A análise dos dados buscará principalmente avaliar a distribuição espacial da biodiversidade e identificar padrões funcionais e filogenéticos da organização de espécies em comunidades, avaliando na escala regional suas relações com fatores edafoclimáticos e níveis de fragmentação da paisagem.

A análise dos dados buscará também avaliar processos ecológicos associados à distribuição espacial da biodiversidade ao longo dos ecótonos campo-floresta, identificando padrões funcionais e filogenéticos da organização de espécies nessas comunidades. Na escala regional, serão avaliadas as relações entre tais padrões e processos e fatores edafoclimáticos, níveis de fragmentação da paisagem, e filtros espaciais. Na escala local, os efeitos de diferentes regimes de manejo (pastejo e fogo) sobre processos associados à estrutura e dinâmica das comunidades dos ecótonos campo-floresta, incluindo as diferentes taxocenoses serão analisados.

Para adotar uma abordagem baseada em atributos e então identificar padrões funcionais de organização de comunidades, será essencial para o projeto a compilação de uma extensa base de dados de atributos das espécies que integram as comunidades que serão estudadas. Esses dados serão obtidos em campo, em coleções, e com base na literatura. Da mesma forma, para a análise de padrões filogenéticos serão utilizadas informações disponíveis sobre a filogenia das espécies.

#### *a) Levantamentos: Escalas espaciais e variáveis ambientais*

Os padrões de organização das comunidades biológicas campestres e de ecossistemas florestais associados serão descritos de modo a representar os possíveis efeitos de uma gama de variáveis ambientais, cujos gradientes se expressam em diferentes escalas espaciais. Tais descrições contemplarão diferentes taxocenoses, de modo que será possível avaliar como variáveis ambientais influenciam os padrões reconhecidos. Além disso, serão exploradas as relações da matriz vegetal e suas características com as demais taxocenoses avaliadas, em termos de composição de espécies e/ou grupos funcionais e de propriedades como a diversidade e a heterogeneidade estrutural de habitats.

Para tanto, as unidades amostrais destinadas aos levantamentos da composição e abundância das espécies componentes de cada taxocenose serão estratificadas em

sistemas aninhados (Baffetta et al. 2007) em função de gradientes ambientais presentes em diferentes escalas (regional, paisagem e local). Isto possibilita a avaliação de efeitos das variáveis e a análise dos descritores da comunidade em diferentes escalas:

I) *Escala Regional*: A *Escala Regional* abrange toda a região de distribuição natural dos campos no Segundo Planalto Paranaense - cerca de 19 mil km<sup>2</sup> (Rocha & Weirich Neto 2007).

O levantamento das unidades de amostragem na escala de paisagem (UAP) será com base nos resultados de análises anteriores do grupo de pesquisa Gestão do Patrimônio Natural (<http://www.uepg.br/natural/index.htm>), que definiu cinco áreas remanescentes naturais com diferentes níveis de fragmentação de habitats, a partir das imagens já disponíveis (Melo et al. 2004; Melo et al. 2007; Gealh et al. 2010). Os estudos dendroecológicos de *A. angustifolia* serão realizados em três UAPs, em áreas de ecótono campo-floresta.

Para a análise climatológica na escala regional será realizada a espacialização dos dados históricos das variáveis climáticas para os locais de estudo (Leite & Vigns Filho 2010), bem como a espacialização dos cenários climáticos a serem simulados baseados nas projeções do IPCC (Vigns Filho & Leite 2010). Ainda, tendo em vista a disponibilização de dados da composição paisagística no local serão realizadas análises com o panoramas atuais e projetados a partir dos cenários climáticos simulados.

II) *Escala de paisagem*: Dentro de cada estrato regional selecionado serão definidos estratos da paisagem delimitados com base nos gradientes identificados a partir das variáveis geomorfométricas, características de uso e conversão da paisagem e na proporção de áreas com campos. Com base nos grupos biológicos selecionados e para efeitos deste projeto, unidades amostrais de paisagem (UAP) serão delimitadas com aproximadamente 2 x 2 km. As variáveis ambientais consideradas nessa escala incluem variáveis geomorfométricas (declividade, orientação, formas de relevo, etc.) (Valeriano 2008) e métricas da paisagem que quantifiquem a heterogeneidade de fisionomias vegetais naturais e o grau de fragmentação e proporção de fisionomia campestre. Em cada estrato regional serão estabelecidas as UAPs, de forma sistemática e de modo a representar as condições de maior frequência e expressividade das variações na heterogeneidade ambiental e no grau de fragmentação da fisionomia campestre.

III) *Escala local*: Dentro de cada UAP serão alocadas unidades amostrais na escala local (UAL) com o tamanho de 70 x 70 m (0,49 ha). A distribuição das UALs dentro

de cada UAP irá considerar os gradientes locais definidos com base na declividade e orientação de vertente, que servirão como variáveis ambientais nesta escala. A maior parte das UALs será delimitada sobre áreas predominantemente campestres. Entretanto, em algumas UAPs selecionadas serão também delimitadas UALs sobre áreas ecotonais de campo-floresta. Nestas áreas, o tamanho da UAL poderá ser maior, a fim de contemplar adequadamente o gradiente destas zonas de transição. Dentro de cada UAL, serão estabelecidas subamostras para viabilizar a quantificação numérica (abundância) das espécies das taxocenoses de plantas. O número e a forma das subamostras por UAL serão definidos de acordo com as características biológicas e comportamentais de cada taxocenose, de modo a representar a variabilidade presente na UAL. Algumas unidades poderão ser mantidas como parcelas permanentes para monitoramento futuro da vegetação.

Portanto, com base no exposto para os levantamentos nas diferentes escalas, pelo menos na escala de paisagem (UAP), as unidades amostrais serão coincidentes para todas as taxocenoses a serem descritas nos levantamentos, o que será fundamental para a interpolação das informações para a região de estudo.

#### *b) Levantamentos: Descritores das comunidades*

##### *Vegetação campestre*

As comunidades de plantas serão caracterizadas mediante levantamentos de campo em parcelas de 1 m<sup>2</sup>, alocadas sistematicamente em cada UAL. Nestas parcelas, a abundância de todas espécies presentes será levantada, com base na estimativa visual da cobertura aérea sobre a parcela (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Para tanto será adotada uma escala de 1 a 10, em intervalos de 10% de cobertura (Londo 1976), sendo a menor delas (1: até 10%) subdividida em três (0.1: <1%; 0.5: entre 1 e 5%; 1: >5 < 10%). O número de parcelas nas UALs será definido com base em análise de suficiência amostral, com pelo menos 9 parcelas por UAL.

Estas amostragens ocorrerão prioritariamente no período da primavera e início do verão. A identificação dos exemplares será em campo e, em casos de dúvida taxonômica, espécimes serão coletados para posterior identificação com auxílio de bibliografia e consulta ao herbário e especialistas. Os espécimes vegetais coletados serão depositados no Herbário HUPG da Universidade Estadual de Ponta Grossa, com duplicatas para o Herbário ICN do Instituto de Biociências da UFRGS.

### *Vegetação lenhosa florestal*

As comunidades de plantas florestais serão caracterizadas mediante levantamentos de campo em parcelas de 100 m<sup>2</sup> e de 4 m<sup>2</sup>, alocadas sistematicamente em cada UAL delimitada sobre ecótonos de campo-floresta. As parcelas de 4 m<sup>2</sup> serão alocadas no interior das de 100 m<sup>2</sup>. Nas parcelas com 100 m<sup>2</sup> serão registrados todos os indivíduos com diâmetros a altura do peito (DAP)  $\geq$  5 cm, e nas parcelas de 4 m<sup>2</sup> serão registrados todos os indivíduos com diâmetros a altura do peito (DAP)  $\leq$  5 cm e altura superior a 30 cm. A quantidade de parcelas nas UALs será definida com base em análise de suficiência amostral. Serão demarcadas pelo menos 10 parcelas de 100 m<sup>2</sup> em cada UAL ao longo do ecótono campo-floresta.

A identificação dos exemplares será em campo e, em casos de dúvida taxonômica, espécimes serão coletados para posterior identificação com auxílio de bibliografia e consulta ao herbário e especialistas. Os espécimes vegetais coletados serão depositados no Herbário HUPG da Universidade Estadual de Ponta Grossa, com duplicatas para o Herbário ICN do Instituto de Biociências da UFRGS.

### *Atributos das espécies vegetais*

Será avaliado um conjunto comum de atributos que descrevem características-chave das espécies vegetais das comunidades estudadas, associados à sua persistência, regeneração e dispersão nas comunidades. A seleção dos atributos levará em conta o conhecimento existente sobre sua funcionalidade nos contextos dos problemas estudados. A lista preliminar de atributos inclui área foliar específica (área de captura de luz por unidade de biomassa alocada), altura da planta madura e massa da semente (Westoby 1998), proporção de biomassa aérea fotossintetizante, espessura da lâmina foliar, relação entre comprimento e largura da lâmina foliar (Stubbs & Wilson 2004), teor de matéria seca da lâmina foliar, resistência da lâmina foliar à tração (Hendry & Grime 1993), teores de N e P na lâmina foliar (Güsewell 2004; Hättenschwiler et al. 2008), potencial fotossintético estimado pela taxa de transporte de elétrons medida através das técnicas de fluorescência da clorofila (de Mattos et al. 1997; Brodribb et al. 2002), presença de estruturas subterrâneas de reserva, estratégias de regeneração

(Pausas et al. 2004; Müller et al. 2007). Para as espécies lenhosas não serão considerados os atributos resistência da lâmina foliar à tração, e presença de estruturas subterrâneas de reserva. Por outro lado, serão incluídos atributos de diásporo (tipo, cor, tamanho), síndromes de dispersão e densidade da madeira.

As avaliações seguirão procedimentos descritos em Cornelissen et al. 2003; Duarte et al. 2007; Müller et al. 2007), Pillar & Sosinski (2003), e Blanco et a. (2007). A estimativa de área foliar específica envolve as medidas de área lâmina e peso seco de lâminas adultas jovens. Para cada espécie serão estimados a área foliar em folhas digitalizadas em scanner de mesa após aproximadamente 12 horas de hidratação, ou mensuradas diretamente com medidor de área foliar, conforme disponibilidade do mesmo e distância dos locais de estudo. Após digitalização (ou medição direta) as folhas permanecem em estufa até peso seco constante. Para o cálculo de área foliar será utilizado o software ImageJ (<http://rsb.info.nih.gov/ij/>). A espessura da folha será calculada como sendo o inverso do produto da área foliar específica pelo teor de matéria seca da lâmina foliar (Vile et al. 2005). A avaliação da resistência da folha à tração envolve o uso de um tensiômetro especialmente construído, modificado a partir do protótipo descrito em Hendry & Grime (1993).

Dados já disponíveis no grupo de pesquisa contemplam alguns desses atributos para espécies em algumas áreas de estudo, obtidos no âmbito de projetos em andamento, incluindo espécies campestres e espécies de floresta com *Araucaria* e floresta estacional. Sempre que possível a avaliação dos atributos será realizada diretamente em espécimes vivos coletados nas comunidades estudadas no campo. Quando não for possível, para alguns dos atributos serão avaliadas exsicatas de herbário ou os dados serão compilados da literatura.

A partir dos dados disponíveis e das novas avaliações, serão obtidas médias de cada atributo por espécie, permitindo assim o uso dessa informação para outras áreas onde a mesma espécie ocorre. Suficiência amostral (número de espécimes avaliados por espécie) será avaliada aplicando metodologia descrita em Pillar (1998). A variância de cada atributo também poderá ser usada nas análises para indicar grau de variação intra-específica. Atributos qualitativos serão previamente transformados em tantos atributos binários quanto o número de categorias. Quando não for possível obter informações de um dado atributo para todas as espécies, será dada prioridade para sua avaliação nas espécies de maior abundância nas comunidades.

As informações acerca dos atributos das espécies serão organizadas em uma base

de dados ser disponibilizada publicamente na internet. O projeto buscará cooperar com outros grupos de pesquisa com interesses comuns na coleta e análise de dados de atributos de plantas, de forma análoga a iniciativas cooperativas desenvolvidas em outras regiões do mundo, tais como o Projeto LEDA na Europa (Knevel et al. 2003) e o IGBP-QUEST-DIVERSITAS Fast Track Initiative: Refining Plant Functional Classifications for Earth System Modeling (TRY, ver <http://www.igbp.net/page.php?pid=369>). Em relação a esta iniciativa do IGBP, o projeto poderá se beneficiar do compartilhamento de dados eventualmente já disponíveis para algumas espécies.

#### *Séries de anéis de crescimento*

Serão selecionados três UAPs em regiões de ecótono campo-floresta para a obtenção de séries dendrocronológicas de recrutamento e crescimento (largura de anéis) de *A. angustifolia*. Essas séries informarão sobre o histórico de expansão florestal, permitindo quantificar a influência climática neste processo, através da comparação das séries dendrocronológicas com séries meteorológicas instrumentais. Nesses locais serão amostrados indivíduos de *A. angustifolia* para construção de cronologias de largura de anéis e de recrutamento. Para tanto, serão coletadas amostras de tronco com sondas de incremento. Em laboratório, as amostras de tronco serão polidas e examinadas em estereomicroscópio para visualização e datação dos anéis de crescimento. A datação preliminar de cada amostra se faz a partir do seu anel mais externo, o qual a data de formação corresponde ao ano de coleta. As datações serão aferidas por datação-cruzada, método que se baseia no sincronismo de crescimento entre árvores, para identificar e corrigir possíveis erros de datação (Schweingruber 1988). Dados de estudos dendrocronológicos prévios (Seitz & Kanninen 1989; Oliveira et al. 2010) servirão como referência para a datação das amostras.

#### *c) Análise dos dados*

##### *Análise do padrão de conversão de uso e cobertura da terra*

Caracterizaremos os padrões atuais de conversão de uso e cobertura da terra a partir de imagens obtidas por sensoriamento remoto (disponíveis gratuitamente no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). Os padrões de conversão são determinados pelo ganho e perda de área de cada categoria de uso e cobertura, calculados a partir da

diferença entre um mapeamento recente e um mapeamento pretérito.

#### *Análise de limiares estruturais e de conectividade da paisagem*

Esta análise terá como base o mapeamento oficial da Cobertura Vegetal do Bioma Pampa e do Bioma Mata Atlântica (MMA 2007), ano base 2002, na escala 1:250.000 e estratificado em função de unidades de paisagem (SEMA 2007), sendo utilizada abordagem análoga a de Oliveira-Filho & Metzger (2006), que investigaram limiares de estrutura da paisagem em diferentes contextos de desmatamento na Amazônia.

Serão escolhidos pelos menos três tipos de unidade de paisagem de vegetação original predominantemente campestre. A escolha será feita em função da existência de diferentes padrões de conversão da cobertura vegetal relacionados ao uso antropogênico (IBGE 2004; Cordeiro & Hasenack 2009). Dentro de cada paisagem serão selecionadas 10 sub-unidades de estudo cuja extensão levará em conta a extensão total da unidade e um distanciamento mínimo entre as sub-unidades. O conjunto das sub-unidades sorteadas deverá representar um gradiente de baixa até alta proporção de cobertura de campo (embora idealmente, esse gradiente devesse estar distribuído em uma seqüência temporal de imagens, como em Oliveira Filho & Metzger, 2006).

Paisagens simuladas (mesmas dimensões das sub-unidades de paisagem) serão geradas com diferentes graus de agregação – casual, baixa, média e alta – e com diferentes proporções de área de campo ( $0 < P_{\text{campo}} < 1$ ).

Cada paisagem (simulada e real) será caracterizada em função de indicadores estruturais e de conectividade, incluindo pelo menos: o número de fragmentos de campos, o tamanho médio dos fragmentos, um indicador de isolamento e um indicador de percolação (Metzger & Décamps 1997). Adicionalmente, indicadores de conectividade serão calculados de forma a levar em conta a heterogeneidade da matriz e organismos com diferentes capacidades de dispersão (Taylor et al. 2006). A existência de limiares será examinada por meio de modelos de regressão (funções não-lineares) entre proporção de área de campo na paisagem e os indicadores de paisagem (e.g. Oliveira-Filho & Metzger 2006) e destes com atributos das comunidades biológicas estudadas (e.g. Drinnan 2005).

#### *Análise dos padrões de organização das comunidades*

A análise envolvendo os dados que serão obtidos baseia-se na transferência

(*scaling up*) de informações referentes aos atributos e filogenia das espécies para o nível de comunidade. O grupo de pesquisa tem experiência no desenvolvimento e aplicação de metodologia de análise com esse objetivo (Pillar & Orłóci 1993b; 1993a; Pillar 1999; Pillar & Sosinski 2003). Metodologia descrita em Pillar et al. (2009) permite a análise de padrões funcionais de organização em comunidades. Além disso, a influência filogenética nos padrões funcionais de organização de comunidades pode ser avaliada (Pillar & Duarte 2010; Duarte 2010). Essa abordagem de análise será aplicada e aperfeiçoada com vistas a atingir os objetivos do projeto. Para identificar padrões funcionais de organização de comunidades serão arranjadas, para cada contexto do problema estudado, matrizes de dados contendo os atributos mensurados por espécie (matriz **B**), as abundâncias das populações de espécies nas comunidades (matriz **W**) e, na matriz **E**, um ou mais fatores ecológicos (e.g., variáveis climáticas, de solo, manejo pastoril) ou propriedades ecossistêmicas (e.g., produtividade primária). Haverá assim, para cada problema considerado um conjunto de matrizes **B**, **W** e **E**. A identificação dos padrões funcionais de organização, tanto de convergência como de divergência de atributos, será realizada adotando-se metodologia descrita em Pillar et al. (2009).

A análise poderá considerar diferentes escalas espaciais, dependendo do nível de agregação dos dados. Por exemplo, no caso da vegetação, a análise poderá avaliar padrões funcionais de organização usando os dados dos quadros de 1 m<sup>2</sup> agregados nas UALs, ou poderá analisar padrões funcionais dentro de uma dada UAL usando os dados dos respectivos quadros de 1 m<sup>2</sup>.

Após a identificação de padrões funcionais de organização, análise multivariada exploratória será utilizada para revelar relações entre padrões de organização de comunidades e fatores ecológicos ou propriedades ecossistêmicas, na escala espacial que for mais apropriada. Além disso, quando padrões de divergência forem identificados, as espécies serão agrupadas em tipos funcionais usando análise de agrupamentos. Será avaliada também a correlação entre descritores de padrões de organização e a diversidade de espécies. A análise dos dados também incluirá interpretação de relações causais entre fatores ecológicos e variáveis das comunidades (Shiple 2000).

O método para identificar padrões filogenéticos (Pillar & Duarte 2008, Pillar & Duarte 2010) baseia-se numa matriz de similaridade filogenética entre as espécies (matriz **SF**), a qual é usada para definir uma matriz **Q** de pertinência difusa (no intervalo de 0 a 1) de cada espécie aos conjuntos difusos definidos por cada espécie. Define-se então  $\mathbf{P} = \mathbf{Q}\mathbf{W}$

por multiplicação matricial. A associação da matriz **P** (filogenia) com a matriz **E** (ambiente) é avaliada pela correlação matricial  $\rho(\mathbf{PE})$ .

A matriz de similaridade filogenética (**SF**) entre as espécies das comunidades estudadas será obtida a partir de árvores filogenéticas disponíveis na literatura (e.g. APG III 2009 para Angiospermas) utilizando o módulo Phylomatic do software Phylocom 4.1 (Webb et al. 2008). Dados mais refinados que venham a estar disponíveis sobre filogenias dentro de famílias e gêneros serão utilizados, desde que contemplem número suficiente de espécies das comunidades.

### *Análises dendroecológicas*

As cronologias de largura e de recrutamento serão empregadas em análises de ordenação e de ondoletas para detecção de padrões espaciais e temporais de crescimento e recrutamento. Esses dados serão comparados a séries meteorológicas instrumentais para determinar como o crescimento e o recrutamento de *A. angustifolia* têm sido influenciados pelo clima. As cronologias mais longas e com sinais climáticos fortes serão utilizadas como preditoras (*proxies*) em modelos de regressão, visando reconstruir a dinâmica de condições climáticas do período pré-industrial ao presente.

Os dados climáticos utilizados serão registros históricos instrumentais de temperatura e precipitação, coletados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Séries de temperatura e pressão atmosférica no Oceano Pacífico e de temperatura da Antártida, disponibilizados gratuitamente pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOOA – Estados Unidos da América), serão utilizadas para avaliar teleconexões climáticas.

## **5. PRINCIPAIS CONTRIBUIÇÕES CIENTÍFICAS E/OU TECNOLÓGICAS DA PROPOSTA**

---

### 5.1 Contribuições científicas e tecnológicas

O foco nos ecossistemas campestres e nos mosaicos campo-floresta permitirá suprir de forma substantiva uma lacuna de informação que todavia persiste para estes sistemas ecológicos.

Além disso, o caráter regional da amostragem proposta permitirá superar a fase de

conhecimento pontual que persiste até o momento, possibilitando algumas generalizações sobre a biodiversidade da região e comparações com flora de regiões adjacentes.

Os resultados desta Rede de Pesquisa irão ampliar substancialmente e consolidar um banco de dados de atributos funcionais sobre espécies vegetais de ecossistemas campestres e florestais associados. Esse banco de dados poderá subsidiar importantes pesquisas relacionadas à diversidade funcional, considerando diferentes taxocenoses, além de possibilitar uma melhor integração com redes internacionais tais como o IGBP-QUEST- DIVERSITAS Fast Track Initiative: Refining Plant Functional Classifications for Earth System Modeling (TRY).

A Rede de Pesquisa também propiciará importantes avanços na área de desenvolvimento de técnicas de análises estatísticas, especialmente àquelas relacionadas com avaliações multivariadas envolvendo padrões de organizações de comunidades, análises funcionais e análises filogenéticas, considerando e integrando as diferentes taxocenoses.

Os resultados desta Rede de Pesquisa proporcionarão bases ecológicas mais sólidas para subsidiar políticas públicas para conservação, restauração e uso sustentável dos campos sulinos e ecossistemas florestais associados. A falta de informação produzida de forma sistemática tem limitado o uso de informações sobre a biodiversidade nos zoneamentos ecológico-econômicos e na definição de áreas prioritárias para estabelecer novas áreas protegidas. Nesta perspectiva este projeto irá proporcionar informações de grande utilidade para a gestão ambiental na esfera municipal, estadual e federal.

Os resultados contribuirão substancialmente para a obtenção de parâmetros e indicadores robustos sobre os efeitos da fragmentação dos habitats campestres naturais.

## 5.2 Contribuições em atividades de formação de recursos humanos acadêmica e técnica

Os integrantes das equipes dos diferentes projetos desta Rede de Pesquisa atuam em instituições com níveis desiguais de consolidação nas linhas de pesquisa que desenvolvem. A Rede de Pesquisa propiciará a formação de recursos humanos através do compartilhamento e integração dessas experiências na realização das atividades dos projetos, via programas de pós-graduação e intercâmbios de alunos e pesquisadores entre as instituições.

A Rede de Pesquisa permitirá a troca de experiências entre pesquisadores e alunos

principalmente no que se refere a coleta e análise de dados. Alunos de graduação e pós-graduação serão envolvidos originando trabalhos de TCC, dissertações e teses.

Publicações conjuntas e com diferentes enfoques teóricos, aplicados e, inclusive, de divulgação dos resultados para a comunidade em geral, são metas desta Rede de Pesquisa.

Estima-se que cerca de 5 alunos de graduação e 3 alunos de mestrado e 2 alunos de doutorado sejam envolvidos no projeto, além de técnicos de cada instituição. Além disso, está prevista a participação de um bolsista de pós-doutorado.

No Paraná, haverá envolvimento de graduandos de Biologia, Geografia e Agronomia e mestrandos do Programa de Pós-Graduação em Gestão do Território e em Computação Aplicada da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) - avaliados com conceito 4 e 3 da CAPES – e, através de convênio em andamento, de um professor visitante do programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Autônoma de Madri (UAM). Além disso, haverá envolvimento através do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da UFPR, com conceito 5 na CAPES.

## 6. ORÇAMENTO DETALHADO

ITEM	DESCRIÇÃO	UNIDAD E	CUSTO UN. (R\$)	QUANTI DADE	CUSTO TOTAL (R\$)
capital	ocular micrometrada para mensuração de estruturas	unid	3000	1	3000,00
capital	computador portatil (Configuração mínima: 2,26GHz Intel Core i5, 4 GB RAM, 500 GB HD)	unidade	2400	1	2400,00
capital	Cronômetro digital	unidade	19	1	19,00
<b>CAPITAL TOTAL</b>					<b>5419,00</b>
custeio	Material de consumo (fita crepe, fitilho, pregos, arame liso, fita zebrada, caneta marcadora, cola, estacas de ferro para estribo, etc)	diversos	900	2	1800,00
custeio	Frascos com tampa de rosca	unidade	5	100	500,00
custeio	analises de solo	unidade	25	30	750,00
custeio	Lambda DNA Hind III, FR C/ 500UG	unidade	255	1	255,00
custeio	Microtubo de 1,5ml, livres de RNase e DNase, tampa com trava, autoclavável, Axygen	unidade	50	2	100,00
custeio	Microtubo de 0,2ml, livres de RNase e DNase, tampa "flat cap", Axygen	unidade	140	4	560,00
custeio	Ponteiras p/ micropipeta de 0,5 -10µl, livres de	unidade	50	5	250,00

	RNAse e DNase, cor neutra, Axygen				
custeio	Ponteiras p/ micropipeta de 2 - 200µl, livres de RNAse e DNase, autoclavável a 121°C, Axygen	unidade	40	3	120,00
custeio	Ponteiras p/ micropipeta de 200-1000µl, livres de RNAse e DNase, cor azul, Axygen	unidade	50	2	100,00
custeio	Caixa plástica p/ microtubos de 1,5-2,0ml, p/ freezer, tampa c/fecho e dobradiça	unidade	30	10	300,00
custeio	TRIS (hydroxymethyl) aminomethane	unidade	455	1	455,00
custeio	Hidroxido de bário 8H2O, PA, 1 kg, J,Backer	unidade	170	1	170,00
custeio	Ácido acético glacial 100% PA ACS, 1 litro, Merck	litro	85	3	255,00
custeio	Metanol (álcool metílico) PA, 1litro, Merck	litro	50	4	200,00
custeio	Etanol absoluto PA, 1 litro, Merck	litro	90	2	180,00
custeio	Taq DNA polimerase, 500 unidades (5un/ul ), Invitrogen	unidade	185	5	925,00
custeio	Bovine Serum Albumin (BSA), 150mg, Invitrogen		1.220,0		
		unidade	0	1	1220,00
			1.100,0		
custeio	100 mm DNTP set, 4 X 25 umol, Invitrogen	unidade	0	1	1100,00
custeio	Iniciadores de microssatélite, 200 nmol	unidade	150	8	1200,00
custeio	Prata Nitrato PA, Merck, 100g	unidade	600	1	600,00
custeio	Salmon Sperm DNA Soln, 5 X 1, Invitrogen	unidade	550	1	550,00
custeio	Álcool comercial, 1 litro	litro	12	5	60,00
custeio	Copo Becker - de vidro - 500mL	unidade	6	2	12,00
custeio	Copo Becker - de vidro - 1000ml	unidade	7,5	2	15,00
custeio	Parafilm 10 cm X 40 m, termoplástico, flexível, inodoro, moldável opalescente, livre de umidade	unidade	80	2	160,00
custeio	Relógio marcador para laboratório Timer Mecânico – alarme sonoro, Timer (Contagem Regressiva), Imã de Fixação, Bateria Palito AAA, Dimensões: 6,0 x 6,0 x 2,8 cm,	unidade	18	2	36,00
custeio	Termômetro - decimal, escala interna, capilar transparente, enchimento a Mercúrio (Hg), diâmetro dec8,5-9,5 mm, escala de - 10+100:0,1°C	unidade	24	2	48,00
custeio	Lâmina 26X76mm fosca lapidada p/micros, Cx,c/50und	unidade	20	10	200,00
	<b>CUSTEIO TOTAL</b>				<b>12121,00</b>
	<b>DIÁRIAS</b>	unidade	187,83	<b>70</b>	<b>14838,57</b>
	<b>COMBUSTÍVEL</b>	litros	2,5	<b>3400</b>	<b>8500,00</b>
	<b>PASSAGENS AÉREAS NACIONAIS</b>	unidade	800	9	<b>7200,00</b>
	<b>TOTAL GERAL</b>				<b>49978,57</b>



## 7. CRONOGRAMA FÍSICO-FINANCEIRO

Atividades	Ano 1				Ano 2			
	1°	2°	3°	4°	1°	2°	3°	4°
Delimitação das escalas amostrais e demarcação das unidades de paisagem (UAP)	X	X						
Levantamento vegetação campestre	X	X	X	X	X	X		
Levantamento vegetação lenhosa floresta – ecótonos	X	X	X	X	X	X		
Levantamento atributos espécies vegetais					X	X	X	
Levantamento dados dendrocronologia	X	X	X	X				
Levantamentos solos	X	X	X	X				
Consolidação dados					X	X	X	
Análises de paisagem	X	X	X	X	X	X		
Análises de padrões de diversidade e comunidades					X	X	X	
Análises dendroecológicas					X	X	X	
Integração entre os Projetos ( <i>workshops</i> e seminário final)	X				X			X
Redação artigos científicos						X	X	X
Participação em eventos						X		X
CRONOGRAMA FINANCEIRO	R\$ 29987,57				R\$ 20000,00			

## 8. IDENTIFICAÇÃO DOS DEMAIS PARTICIPANTES DO PROJETO

<b>Integrante</b>	<b>Instituição</b>	<b>Função</b>	<b>Atividade</b>
Carlos Hugo Rocha	UEPG	Pesquisador	Ecologia da paisagem e manejo sustentável
Gilson Burigo Guimarães	UEPG	Pesquisador	Geoconservação
Ingrid Aparecida Gomes	UEPG	pesquisadora	Geoprocessamento
Jorim Sousa das Virgens Filho	UEPG	Pesquisador	Climatologia Estatística e Modelagem/ Simulação Climática
Mario Sergio de Melo	UEPG	Pesquisador	Geologia
Marta Regina B. do Carmo	UEPG	Pesquisador	Comunidades vegetais ecótonos
Maysa de Lima Leite	UEPG	Pesquisador	Climatologia
Melissa Koch F. S. Nogueira	UEPG	Pesquisador	Comunidades vegetais ecótonos
Nicolas Floriani	UEPG	Pesquisador	Ciências do solo
Rosemeri Segecin Moro	UEPG	Pesquisador	Ecologia da paisagem e estrutura da vegetação campestre
Dayana Almeida	UEPG	Mestranda	Ecologia da paisagem e geoprocessamento
Tiara Katu Pereira	UEPG	Mestrando	Ecologia da paisagem e estrutura da vegetação campestre
Dennis P. Saridakis	UFPR	Doutorando	Avaliação de integridade ambiental
Ricardo Augusto Camargo de Oliveira	UFPR	Graduando	Atributos funcionais e filogenia de plantas
Isabela Galarda Varassin	UFPR	Pesquisador	Atributos funcionais em polinização
Laércio Amaral Neto	UFPR	Doutorando	Atributos funcionais em polinização
Marcia C. M. Marques	UFPR	Pesquisador	Atributos funcionais e filogenia de plantas
Valéria C. Muschner	UFPR	Pesquisador	Atributos funcionais e filogenia de plantas
Vinicus Marcílio Silva	UFPR	Mestrando	Atributos funcionais e filogenia de plantas
Valério Pillar	UFRGS	Pesquisador	Análise dos padrões de organização das comunidades

## 9. INDICAÇÃO DE COLABORAÇÕES OU PARCERIAS JÁ ESTABELECIDAS COM OUTROS CENTROS DE PESQUISA NA ÁREA

---

Com o início da formação da rede temática, a partir da aprovação da proposta no edital Sisbiota-Brasil, foi possível estabelecer parceria com um grupo de mais de 100 pesquisadores de 20 instituições do sul do Brasil (p. exe. UFRGS, UFP, EMBRAPA, UEL, FURB, UDESC, UFSM) e 2 internacionais. Especificamente com o grupo da UFRGS já estão sendo produzidos artigos em colaboração, resultantes de uma meta-análise de dados gerados anteriormente. Portanto, com a aprovação da presente proposta haverá a oportunidade concretizar estas novas parcerias.

## 10. DISPONIBILIDADE EFETIVA DE INFRA-ESTRUTURA E DE APOIO TÉCNICO PARA O DESENVOLVIMENTO DO PROJETO

---

- **Herbário** indexado HUPG (Bloco M): 60 m<sup>2</sup>, c/ sala de estudos (aprox. 300 exemplares entre monografias, dissertações, teses, livros e periódicos), 2 PCs e impressora, 2 lupas de 400X (c/ sistema de captura de imagens), 2 GPS portáteis Etrex de navegação e câmara digital Sony; 2 notebooks c/ sistema operacional Windows licenciados; sala de preparo com 3 estufas de secagem e 2 freezers; acervo climatizado com cerca de 17.000 exemplares (exsicatas) informatizados no Taxonline.
- **Laboratório de Cartografia** (Bloco L-107): 66 m<sup>2</sup>, mapotecas com acervo de mapas, imagens de satélite e mosaicos de radar impressos, acervo de fotografias aéreas, estereoscópios de espelho e de bolso, materiais gerais para trabalho com fotografias e mapas.
- **Laboratório de Geoprocessamento** (Bloco L-121): 44m<sup>2</sup>; 6 PCs e aplicativos de geoprocessamento (ArcView GIS, ArcInfo GIS, Spring), acervo de imagens digitais da região dos Campos Gerais do Paraná e da cidade de Ponta Grossa (satélites Landsat 7 e CBERS). Possui licença para operar ArcGis 9.0.
- **Laboratório de Planejamento Urbano e Regional** (Bloco L-119): 44m<sup>2</sup>; 6 PCs,

com base de dados econômicos e culturais da Região dos Campos Gerais e da Floresta com Araucária.

- **Laboratório de Estatística Computacional e Aplicada (Bloco L)** - 10 estações de trabalho Windows 7, 2 Servidores XEON QUAD, 1 Impressora Laser, 1 Impressora Jato de Tinta

- **Laboratório de Geologia** (Bloco L-14): 66 m<sup>2</sup>, 2 lupas binoculares, um microscópio petrográfico, 2 PCs, vibrador e conjunto de peneiras, estufa, geladeira, vidraria e reagentes para análises granulométricas por pipetagem e elutriação, balança digital, bússolas tipo Brunton, máquina fotográfica digital, trenas, martelos e outros materiais de campo.

- **Laboratório de Mecanização Agrícola - LAMA** (Bloco F): 70 m<sup>2</sup>, 6 PCs em rede, 2 impressoras; acervo de fotografias aéreas da região datadas de 1952, 1962, 1980 e 2002. Instrumentação para estudo de solo, clinômetros, trados, estereoscópios de bolso, etc

- **Núcleo de Estudos em Meio Ambiente (NUCLEAM)**: 80 m<sup>2</sup>, adequado para eventuais reuniões temáticas e com acervo com literatura especializada (aprox. 1.000 exemplares entre monografias, dissertações, teses, livros e relatórios); mapoteca e arquivos de ortofotos (escala 1: 8.000) da região de influência da UEPG e alguns equipamentos para estudos de campo.

- **Sala de estudos para estagiários** (Bloco M-37A): 12m<sup>2</sup> com 2 PCs, impressora e scanner.

- **Sala para Grupos de Pesquisa** (CIPP – sala 115):  
20m<sup>2</sup> com 4 PCs.

- **Sala para professores visitantes** (CIPP- sala 114):  
gabinete com 2 PCs

- Dois **veículos** (perua Kombi e camionete Chevrolet) da UEPG, destinados aos trabalhos de campo.

## **11. ESTIMATIVA DOS RECURSOS FINANCEIROS DE OUTRAS FONTES QUE SERÃO APORTADOS PELOS EVENTUAIS AGENTES PÚBLICOS E PRIVADOS PARCEIROS**

---

A instituição do proponente e as demais instituições envolvidas arcam com salários e encargos dos respectivos pesquisadores e disponibilizam infraestrutura já existente

(espaço físico, instalações, equipamentos de laboratório e equipamentos de informática, redes de dados, bibliotecas). Além disso, através do projeto SISBIOTA-Brasil / CNPq haverá disponibilização de 3 bolsas IC, 1 bolsa AT – nível médio, 2 bolsas AT – nível superior, 1 bolsa PDJ, 0,5 bolsa DTI-C (18 meses), além de R\$40.000 em equipamentos (proporcional ao solicitado).

## 12. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguiar, L.W., Martau, L., Soares, Z.F., Bueno, O.L., Mariath, J.E. & Klein, R.M. 1986. Estudo preliminar da flora e vegetação de morros graníticos da Região da Grande Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Sér. Bot.* 34: 3-34.
- Alcaraz-Segura, D., Cabello, J. & Paruelo, J.M. 2009. Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecology* 202: 13-29.
- Alexander, J.D., Stephens, J.L. & Seavy, N.E. 2008. Livestock utilization and bird community composition in mixed- conifer forest and oak woodland in southern Oregon. *Northwest Science* 82: 7-17.
- APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 105-121.
- Baffetta, F., Bacaro, G. & et al. 2007. Multi-stage cluster sampling for estimating average species richness at different spatial grains. *Community Ecology* 8: 119-127.
- Behling, H. 2002. South and southeast Brazilian grassland during Late Quaternary times: a synthesis. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 177: 19-27.
- Behling, H., Jeske-Pieruschka, V., Schüller, L. & Pillar, V.D. 2009. Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário Tardio. 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. 13-25. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- 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
- 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.
- 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. Jacques), pp. 101-121. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Blanco, C.C., Sosinski, E.E., Santos, B.R.C., Abreu da Silva, M. & Pillar, V.D. 2007. On the overlap between effect and response plant functional types linked to grazing. *Community Ecology* 8: 57-65.
- Boldrini, I.B. & Miotto, S.T.S. 1987. Levantamento fitossociológico de um campo limpo da estacao experimental agronomica, UFRGS, Guaíba, RS - 1a. etapa. *Acta bot. bras.* 1: 49-56.
- 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.
- Boldrini, I.I., Eggers, L., Mentz, L.A., Miotto, S.T.S., Matzenbacher, N.I., Longhi-Wagner, H.M., Trevisan, R., Schneider, A.A. & Setubal, R.B. 2009. Flora. In *Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias* (ed. I. I. Boldrini), pp. 39-94. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Boldrini, I.I., Trevisan, R. & Schneider, A.A. 2008. Estudo florístico e fitossociológico de uma área às margens da lagoa do Armazém, Osório, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* 6: 355-367.
- Bond, W.J. & Midgley, G.F. 2000. A proposed CO<sub>2</sub>-controlled mechanism of woody plant invasion in grassland and savannas. *Global Change Biology* 6: 865-869.
- Borcard, D., Legendre, P. & Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial components of ecological variations. *Ecology* 73: 1045-1055.
- Bosch, M. & Waser, N.M. 2001. Experimental manipulation of plant density and its effect on pollination and reproduction of two confamilial montane herbs. *Oecologia* 126: 76-83.
- Brodribb, T.J., Holbrook, N.M. & Gutiérrez, M.V. 2002. Hydraulic and photosynthetic co-ordination in seasonally

- dry tropical forest trees. *Plant, Cell & Environment* 25: 1435-1444. 10.1046/j.1365-3040.2002.00919.x
- Cavender-Bares, J., Ackerly, D.D., Baum, D.A. & Bazzaz, F.A. 2004. Phylogenetic overdispersion in Floridian oak communities. *American Naturalist* 163: 823-843.
- Cavender-Bares, J., Keen, A. & Miles, B. 2006a. Phylogenetic structure of Floridian plant communities depends on taxonomic and spatial scale. *Ecology* 87.
- Cavender-Bares, J., Keen, A. & Miles, B. 2006b. Phylogenetic structure of Floridian plant communities depends on taxonomic and spatial scale. *Ecology* 87: 109-122. doi:10.1890/0012-9658(2006)87[109:PSOFPC]2.0.CO;2
- Cavender-Bares, J., Kozak, K.H., Fine, P.V.A. & Kembel, S.W. 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters* 12: 693-715.
- Chust, G., Perez-Haase, A., Chave, J. & Pretus, J.L. 2006. Floristic patterns and plant traits of Mediterranean communities in fragmented habitats. *Journal of Biogeography* 33: 1235-1245. 10.1111/j.1365-2699.2006.01492.x
- 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.
- Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Diaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D.E., Reich, P.B., ter Steege, H., Morgan, H.D., van der Heijden, M.G.A., Pausas, J.G. & Poorter, H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335-380.
- Cousins, S.A.O. 2009. Extinction debt in fragmented grasslands: paid or not? *Journal of Vegetation Science* 20: 3-7. 10.1111/j.1654-1103.2009.05647.x
- Cousins, S.A.O. & Eriksson, O. 2008. After the hotspots are gone: Land use history and grassland plant species diversity in a strongly transformed agricultural landscape. *Applied Vegetation Science* 11: 365-374. 10.3170/2008-7-18480
- Crist, T.O., Veech, J.A., Gering, J.C. & Summerville, K.S. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of  $\alpha$ ,  $\beta$ , and  $\gamma$  diversity. *The American Naturalist* 162: 734-743
- Dadalt, L.P. 2007. Composição e riqueza de espécies em manchas de vegetação lenhosas na Serra do Sudeste, RS, Brasil. In *Ciências Biológicas*, vol. Bacharel, pp. 45. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- 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.
- Dalazoana, K. & Moro, R.S. 2010. Biodiversidade em áreas de campo nativo impactadas por visitação turística e por pastejo no Parque Nacional dos Campos Gerais, PR. *Floresta* (no prelo).
- de Mattos, E.A., Grams, T.E.E., Ball, E., Franco, A.C., Haag-Kerwer, A., Herzog, B., Scarano, F.R. & Lüttge, U. 1997. Diurnal patterns of chlorophyll & fluorescence and stomatal conductance in species of two types of coastal tree vegetation in southeastern Brazil. *Trees - Structure and Function* 11: 363-369. 10.1007/pl00009680
- Diamond, J.M. 1975. Assembly of species communities. In *Ecology and Evolution of Communities* (ed. M. L. Cody & J. M. Diamond), pp. 342-444. Cambridge, Harvard University Press.
- Diaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quetier, F., Grigulis, K. & Robson, M. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 20684-20689.
- Drinnan, I.N. 2005. The search for fragmentation thresholds in a southern Sydney suburb. *Biological Conservation* 124: 339-349.
- Duarte, L.d.S. 2010. Phylogenetic habitat filtering influences forest nucleation in grasslands. *Oikos* no prelo.
- Duarte, L.d.S., Carlucci, M.B. & Pillar, V.D. 2009. Macroecological analyses reveal historical factors influencing seed dispersal strategies in Brazilian Araucaria forests. *Global Ecology and Biogeography* 18: 314-326. 10.1111/j.1466-8238.2009.00448.x
- Duarte, L.S., Carlucci, M.B., Hartz, S.M. & Pillar, V.D. 2007. Plant dispersal strategies and the colonization of Araucaria forest patches in a grassland-forest mosaic. *Journal of Vegetation Science* 18: 847-858. 10.1111/j.1654-1103.2007.tb02601.x
- Duarte, L.S., Machado, R.E., Hartz, S.M. & Pillar, V.D. 2006. What saplings can tell us about forest expansion over natural grasslands. *Journal of Vegetation Science* 17: 799-808. 10.1658/1100-9233(2006)17%5B799:wsctua%5D2.0.co;2
- Duarte, L.S., Santos, M.M.G., Hartz, S.M. & Pillar, V.D. 2006. The role of nurse plants in Araucaria forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology* 31: 520-528. 10.1111/j.1442-9993.2006.01602.x
- Dümig, A., Schad, P., Rumpel, C., Dignac, M.-F. & Kögel-Knabner, I. 2008. Araucaria forest expansion on grassland in the southern Brazilian highlands as revealed by  $^{14}\text{C}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  studies. *Geoderma* 145: 158-173. 10.1016/j.geoderma.2007.06.005
- Dunne, J.A., Williams, R.J. & Martinez, N.D. 2002. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. *Ecology Letters* 5: 558-567.
- EMBRAPA. 2009. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Brasília, EMBRAPA Informação Tecnológica.
- Emerson, B.C. & Gillespie, R.G. 2008. Phylogenetic analysis of community assembly and structure over space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 619-630.

- Esper, J., Cook, E.R. & Schweingruber, F.H. 2002. Low-frequency signals in long tree-ring chronologies for reconstructing past temperature variability. *Science* 295: 2250-2253.
- Ewers, R.M. & Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Review* 81: 117-142.
- Felsenstein, J. 1985. Confidence limits on phylogenies: an approach using the bootstrap. *Evolution* 39: 783-791.
- Ferreira, P.M.A. & Setubal, R.B. 2009. Florística e fitossociologia de um campo natural no município de Santo Antonio da Patrulha, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*.
- Geahl, A.M., Melo, M.S. & Moro, R.S. 2010. *Pitangui, rio de contrastes: seus lugares, seus peixes, sua gente*. Ponta Grossa, Editora da UEPG.
- Geahl, A.M., Melo, M.S. & Moro, R.S. 2010. *Pitangui, rio de contrastes: seus lugares, seus peixes, sua gente*. Ponta Grossa, Editora UEPG.
- Gering, J.C. & Crist, T.O. 2002. The alpha-beta-regional relationship: providing new insights into local-regional patterns of species richness and scale dependence of diversity components. *Ecology Letters* 5: 433-444.
- Gering, J.C., Crist, T.O. & Veech, J.A. 2003. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation biodiversity. *Conservation Biology* 17: 488-499.
- Giehl, E.L.H., Athayde, E.A., Budke, J.C., Gesing, J.P.A., Einsiger, S.M. & Canto-Dorow, T.S. 2007. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21: 137-145.
- Guadagnin, D.L., Zalba, S.M., Górriz, B.C., Fonseca, C.R., Nebbia, A.J., Cuevas, Y.A., Emer, C., Germain, P., Wendland, E.M.D.R., Perello, L.F.C., Bastos, M.C.S., Sanhueza, C.C., Masciadri-Bálsamo, S. & Villalobos, A.E. 2009. Árvores e arbustos exóticos invasores no Pampa: questões ecológicas, culturais e sócio-econômicas de um desafio crescente. In *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade* (ed. V. Pillar, S. Müller, Z. Castilhos & A. Jacques), pp. 300-316. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Guerschman, J.P., Paruelo, J.M. & Burke, I.C. 2003. Land use impacts on the normalized difference vegetation index in temperate Argentina. *Ecological Applications* 13: 616-628.
- Güsewell, S. 2004. N : P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist* 164: 243-266. 10.1111/j.1469-8137.2004.01192.x
- Gustavsson, E., Lennartsson, T. & Emanuelsson, M. 2007. Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape. *Biological Conservation* 138: 47-59.
- Hättenschwiler, S., Aeschlimann, B., Coûteaux, M.M., Roy, J. & Bonal, D. 2008. High variation in foliage and leaf litter chemistry among 45 tree species of a neotropical rainforest community. *New Phytologist* 179: 165-175. 10.1111/j.1469-8137.2008.02438.x
- Helm, A., Hanski, I. & Partel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9: 72-77.
- Hendry, G.A.F. & Grime, J.P. 1993. *Methods in comparative plant ecology: A laboratory manual*. London, Chapman & Hall.
- Hijmans, R.J., Cameron, A.C. & et al. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Howe, H.F. & Miritt, M.N. 2004. When seed dispersal matters. *BioScience* 54: 651-660.
- Hubbell, S.P. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton, Princeton University Press.
- Hueck, K. 1972. *As florestas da América do Sul*. São Paulo, Ed. UnB- Ed. Polígono.
- IBGE. 1986. *Levantamento de recursos naturais (Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguiana e SH.22 Lagoa Mirim)*. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- IBGE. 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de biomas do Brasil, IBGE.
- Jurinitz, C.F. & Jarenkow, J.A. 2003. Estrutura do componente arbóreo de uma floresta estacional na Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 26: 475-487.
- Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3: 157-164.
- Kembel, S.W. & Hubbell, S.P. 2006. The phylogenetic structure of a neotropical forest tree community. *Ecology* 87(Supplement): S86-S99.
- Kindermann, P. & Burel, F. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23: 879-890.
- Klein, R.M. 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia* 12: 17-48.
- Klump, K. & Soussana, J.-F. 2009. Using functional traits to predict grassland ecosystem change: a mathematical test of the response-and-effect trait approach. *Global Change Biology* online DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.01905.x.
- Knevel, I.C., Bekker, R.M., Bakker, J.P. & Kleyer, M. 2003. Life-history traits of the Northwest European flora: The LEDA database. *Journal of Vegetation Science* 14: 611-614.
- Kozera, C., Kuniyoshi, I.S., Galvão, F. & Curcio, G.R. 2009. Composição florística de uma formação pioneira com influência fluvial em Balsa Nova, PR, Brasil. *Floresta* 39: 309-322.
- Kraft, N.J.B., Cornwell, W.K., Webb, C.O. & Ackerly, D.D. 2007. Trait evolution, community assembly, and the phylogenetic structure of ecological communities. *American Naturalist* 170: 271-283.
- Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13.
- Lavelle, S. & Garnier, E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem function from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.
- Legendre, P., Borcard, D. & Peres-Neto, P.R. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of

- community composition data. *Ecological Monographs* 75: 435-450.
- Leite, M.M. & Vicens Filho, J. 2010. Identification of climatic trends for some localities in the South region of Campos Gerais and surroundings, State of Paraná, Brazil, through the analysis of historical data of rain fall and temperature. In *Proceedings of the Ecology Landscape International Conference* (ed. IUFROLE), pp. <http://www.ipb.pt/iufro2010/index.php?pai=70&lng>. Bragança.
- Leite, P.F. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do Sul do Brasil. *Ciencia & Ambiente* 24: 51-73.
- Leonardi, F., Oliveira, C.G., Fonseca, L.M.G. & Almeida, C.M. 2009. Fusão de Imagens CBERS 2B: CCD-HRC. In *XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto* (ed. INPE), pp. 6951-6958. Natal, RN, INPE.
- Lindenmayer, D. & Fischer, J. 2006. *Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis*. Washington, D.C., Island Press.
- Londo, G. 1976. The decimal scale for releves of permanent quadrats. *Vegetatio* 33: 61-64.
- MacFadden, B.J. 1997. Origin and evolution of the grazing guild in new world terrestrial mammals. *Trends in Ecology & Evolution* 12: 182-187.
- MacFadden, B.J. 2005. Diet and habitat of toxodont megaherbivores (Mammalia, Notoungulata) from the late Quaternary of South and Central America. *Quaternary Research* 64: 113-124.
- Machado, R.E. 2004. Padrões vegetacionais em capões de Floresta com Araucária no Planalto Nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil. In *Programa de Pós-graduação em Ecologia*, pp. 164. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*, Princeton University Press.
- Marchiori, J.N.C. 2004. *Fitogeografia do Rio Grande do Sul: Campos Sulinos*. Porto Alegre, EST Edições.
- Martensen, A.C., Pimentel, R.G. & Metzger, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation* 141: 2184-2192.
- Matte, A.L.L. 2009. Relação entre características da paisagem e manchas de floresta em matriz campestre na região dos Campos de Cima da Serra. In *PPG-Ecologia*, vol. Mestrado. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Medeiros, R.B.d., Saibro, J.C.d. & Focht, T. 2009. Invasão de capim-annoni (*Eragrostis plana* Nees) no bioma Pampa 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. 317-330. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Melo, A.S. 2008. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica* 8: 21-27.
- Melo, M.S. 2009. Aquífero Furnas: urgência na proteção de mananciais subterrâneos em Ponta Grossa, PR. In *Seminário Internacional "Experiências de Agendas 21 - Desafios do Nosso Tempo"*. Curitiba.
- Melo, M.S., Matias, L.F., Guimarães, G.B., Cruz, G.C.F., Barbola, I.F., Gealh, A.M., Moro, R.S., Ayub, C.L.S.C., MOro, P.R. & Moreira, J.C. 2004. Piraiá da Serra – proposta de nova Unidade de Conservação nos Campos Gerais do Paraná. *Publicatio UEPG* 10: 85-94.
- Melo, M.S., Moro, R.S. & Guimarães, G.B. 2007. *Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná*. Ponta Grossa, Editora UEPG.
- Memmott, J., Waser, N. & M., P. 2004. Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society, B*. 271: 2605-2611.
- Metzger, J.P. & Décamps, H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* 18: 1-12.
- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G. & Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142: 1166-1177.
- Moreira, J.C. & Rocha, C.H. 2007. Unidades de conservação nos Campos Gerais. In *Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná* (ed. M. S. Melo, R. S. Moro & G. B. Guimaraes), pp. 201-212. Ponta Grossa, Editora UEPG.
- Morris, M.G. 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation* 95: 129-142.
- Müller, S., Overbeck, G., Pfenhauer, J. & Pillar, V. 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. *Plant Ecology* 189: 1-14.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Simpson, G.L., Solymos, P., M.H., S. & Wagner, H. 2008. vegan: Community Ecology Package version 1.15-1. Available at <http://cran.r-project.org/>.
- Oliveira, J.M. & Pillar, V.D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5: 197-202.
- Oliveira, J.M., Roig, F.A. & Pillar, V.D. 2010. Climatic signals in tree-rings of *Araucaria angustifolia* in the southern Brazilian highlands. *Austral Ecology* 35: 134-147.
- Oliveira-Filho, F.J.B. & Metzger, J.P. 2006. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology* 21: 1061-1073.
- Oster, M., Cousins, S.A.O. & Eriksson, O. 2007. Size and heterogeneity rather than landscape context determine plant species richness in semi-natural grasslands. *Journal of Vegetation Science* 18: 859-868.
- Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfenhauer, 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.
- Overbeck, G.E., Müller, S.C., Pillar, V.D. & Pfenhauer, J. 2005. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. *Journal of Vegetation Science* 16: 655-664.
- Paruelo, J.M., Jobbágy, E.G. & Sala, O.E. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate

- South America. *Ecosystems* 4: 683-698.
- Pausas, J.G., Bradstock, R.A., Keith, D.A., Keeley, J.E. & Network, G.F. 2004. Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology* 85: 1085 - 1100.
- Pillar, V.D. 1998. Sampling sufficiency in ecological surveys. *Abstracta Botanica* 22: 37-48.
- Pillar, V.D. 1999. On the identification of optimal plant functional types. *Journal of Vegetation Science* 10: 631-640.
- 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. & Duarte, L.d.S. 2008. Trait-convergence, trait-divergence and phylogenetically structured assembly patterns in ecological community gradients. In *51th Annual Symposium of the International Association for Vegetation Science* (ed. L. Mucina, J. M. Kalwij, V. R. Smith, M. Chytrý, P. S. White, S. S. Cilliers, V. D. Pillar, M. Zobel & I.-F. Sun), pp. 142. Stellenbosch, South África, Keith Phillips Images.
- Pillar, V.D. & Duarte, L.d.S. 2010. A framework for metacommunity analysis of phylogenetic structure. *Ecology Letters* 13: 587-596. 10.1111/j.1461-0248.2010.01456.x
- Pillar, V.D., Duarte, L.d.S., Sosinski, E.E. & Joner, F. 2009. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *Journal of Vegetation Science* 20: 334-348. 10.1111/j.1654-1103.2009.05666.x
- Pillar, V.D., Müller, S.C., Castilhos, Z.M.S. & Jacques, A.V.A. 2009. *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Pillar, V.D., Müller, S.C., Oliveira, J.M. & Machado, R.E. 2009. Mosaicos de campos e floresta com Araucária: dilemas para a conservação. In *Floresta com Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável* (ed. C. R. Fonseca, A. F. Souza, A. M. Leal-Zanchet, T. L. Dutra, A. Backes & G. Ganade), pp. 273-283. Ribeirão Preto, SP, Holos.
- Pillar, V.D. & Orlóci, L. 1993a. *Character-Based Community Analysis; the Theory and an Application Program*. The Hague, SPB Academic Publishing.
- Pillar, V.D. & Orlóci, L. 1993b. Taxonomy and perception in vegetation analysis. *Coenoses* 8: 53-66.
- Pillar, V.D. & Sosinski, E.E. 2003. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. *Journal of Vegetation Science* 14: 323-332.
- Pillar, V.D. & Vélez, E. 2010. Extinção dos Campos Sulinos em Unidades de Conservação: um fenômeno natural ou um problema ético? *Natureza & Conservação* 8: prelo.
- Ponzoni, F.J. & Shimabukuro, Y.E. 2007. *Sensoriamento remoto no estudo da vegetação*, Parentese.
- Porto, A. 1954. *História das Missões Orientais do Uruguai*. Porto Alegre, Livraria Selbach.
- Prinzing, A. 2001. The niche of higher plants: evidence for phylogenetic conservatism. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 268: 2383-2389. 10.1098/rspb.2001.1801
- Rambo, B. 1956. *A fisionomia do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, Selbach.
- Reid, A.M. & Hochuli, D.F. 2007. Grassland invertebrate assemblages in managed landscapes: Effect of host plant and microhabitat architecture. *Austral Ecology* 32: 708-718.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F. & Hirota, M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- Ricketts, T.H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 157: 87-99.
- Rocha, C.H. 1995. Ecologia da paisagem e manejo sustentável em bacias hidrográficas: estudos do Rio São Jorge nos Campos Gerais do Paraná. In *Escola de Agronomia - UFPR*, vol. Mestrado em Agronomia, pp. 176. Curitiba
- Rocha, C.H. & Weirich Neto, P.H. 2007. Origens dos sistemas de produção e fragmentação da paisagem nos Campos Gerais. In *Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná* (ed. M. S. Melo, R. S. Moro & G. B. Guimarães), pp. 171-179. Ponta Grossa, Editora UEPG.
- Sammul, M., Kull, T., Lanno, K., Otsus, M., Mägi, M. & Kana, S. 2008. Habitat preferences and distribution characteristics are indicative of species long-term persistence in the Estonian flora. *Biodiversity and Conservation* 17: 3531-3550.
- Santos, H.G., Jacomine, P.K.T., Anjos, L.H.C., Oliveira, V.A., Oliveira, J.B., Coelho, M.R., Lumbreras, J.F. & Cunha, T.J.F. 2006. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos.
- Scheleuning, M. & Matthies, D. 2009. Habitat Change and Plant Demography: Assessing the Extinction Risk of a Formerly Common Grassland Perennial. *Conservation Biology* 23: 174-183.
- Schüler da Silva, A. 2009a. Dinâmica de colonização por *Araucaria angustifolia* e sua influência na expansão florestal na Estação Experimental de Aracuri. In *Programa de Pós-Graduação em Ecologia*, vol. MSc, pp. 59. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Schüler da Silva, A. 2009b. Dinâmica de colonização por *Araucaria angustifolia* e sua influência na expansão florestal na Estação Experimental de Aracuri. In *Programa de Pós-Graduação em Ecologia*, vol. Dissertação de Mestrado. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Seitz, R.A. & Kanninen, M. 1989. Tree ring analysis of *Araucaria angustifolia* in Southern Brazil: preliminary results. *IAWA Bulletin* 10: 170-174.
- Sema, Fepam & FZB. 2007. *Zoneamento Ambiental para Atividade de Silvicultura*. Porto Alegre, Secretaria Estadual do Meio Ambiente, Fundação Estadual de Proteção ao Meio Ambiente e Fundação Zoobotânica.
- Shipley, B. 2000. *Cause and correlation in biology: A user's guide to path analysis, structural equations, and causal inference*. Cambridge, UK, Cambridge University Press.

- Silva, L.C.R., Anand, M., Oliveira, J.M. & Pillar, V.D. 2009. Past century changes in *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze water use efficiency and growth in forest and grassland ecosystems of southern Brazil: implications for forest expansion. *Global Change Biology* 15: 2387-2396. 10.1111/j.1365-2486.2009.01859.x
- Solé, R.V. & Montoya, J.M. 2001. Complexity and fragility in ecological networks. *Proceedings of Royal Society of London B* 268: 2039–2045.
- Soussana, J.-F. 2009. Os desafios da ciência das pastagens européias são relevantes para os Campos Sulinos? 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. 331-344. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Stubbs, W.J. & Wilson, J.B. 2004. Evidence for limiting similarity in a sand dune community. *Journal of Ecology* 92: 557-567.
- Swenson, N.G., Enquist, B.J., Pither, J., Thompson, J. & Zimmerman, J.K. 2006. The problem and promise of scale dependency in community phylogenetics. *Ecology* 87: 2418–2424.
- Taylor, P., Fahrig, L. & With, K.A. 2006. Landscape connectivity: back to the basics. In *Connectivity Conservation* (ed. K. Crooks & M. A. Sanjayan), pp. 29-43. Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- Team', T.R.D.C. 2008. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>.
- Thompson, J.N. 1997. Conserving interaction biodiversity. In *The Ecological Basis of Conservation: Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity* (ed. S. T. A. Pickett, R. S. Ostfeld, M. Shachak & G. E. Likens), pp. 285–293. New York, Chapman and Hall.
- Tilman, D. & May, R.M. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65.
- Uriarte, M., Condit, R., Canham, C.D. & Hubbell, S.P. 2004. A spatially explicit model of sapling growth in a tropical forest: does the identity of neighbours matter? *Journal of Ecology* 92: 348–360.
- Valeriano, M.M. 2008. *TOPDATA: Guia de utilização de dados geomorfológicos locais*, INPE.
- Vamosi, S.M., Heard, S.B., Vamosi, C. & Webb, C.O. 2009. Emerging patterns in the comparative analysis of phylogenetic community structure. *Molecular Ecology* 18: 572-592.
- Vamosi, S.M., S.B., H., C., V. & C.O., W. 2009. Emerging patterns in the comparative analysis of phylogenetic community structure. *Molecular Ecology Resources* 18: 572-592.
- Vázquez, D.P. & Aizen, M.A. 2003. Null model analyses of specialization in plant–pollinator interactions. *Ecology* 84: 2493–2501.
- Veech, J.A. & Crist, T.O. 2007. Partition: software for the additive partitioning of species diversity, <http://www.users.muohio.edu/cristo/partition.htm>.
- Vellend, M., Verheyen, K., Jacquemyn, H., Kolb, A., Van Calster, H., Peterken, G. & Hermy, M. 2006. Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation. *Ecology* 87: 542-548. doi:10.1890/05-1182
- Vigens Filho, J. & Leite, M.M. 2010. Simulation of climate scenarios for the region of Campos Gerais, State of Paraná, Brazil. In *Proceedings of the Ecology Landscape International Conference* (ed. IUFROLE), pp. <http://www.ipb.pt/iufro2010/index.php?pai=70&lng>. Bragança.
- Vile, D., Garnier, E., Shipley, B., Laurent, G., Navas, M.-L., Roumet, C., Lavorel, S., Diaz, S., Hodgson, J.G., Lloret, F., Midgley, G.F., Poorter, H., Rutherford, M.C., Wilson, P.J. & Wright, I.J. 2005. Specific leaf area and dry matter content estimate thickness in laminar leaves. *Ann Bot* 96: 1129-1136. 10.1093/aob/mci264
- Villalba, R. & Veblen, T.T. 1997. Regional patterns of tree population age structures in northern Patagonia: climatic and disturbance influences. *Journal of Ecology* 85: 113-124.
- Webb, C.O. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: An example for rain forest trees. *American Naturalist* 156: 145-155.
- Webb, C.O., Ackerly, D.D. & Kembel, S.W. 2008. Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. *Bioinformatics* 24: 2098-2100. 10.1093/bioinformatics/btn358.
- Webb, C.O., Ackerly, D.D., McPeck, M.A. & Donoghue, M.J. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 475-505.
- Westoby, M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil* 199: 213-227.
- Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279-338.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251. doi:10.2307/1218190
- Wilson, J.B. 1999. Assembly rules in plant communities. In *Ecological Assembly Rules: Perspectives, advances, retreats* (ed. E. Weiher & P. A. Keddy), pp. 130-164. Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- With, K.A. 2005. Landscape conservation: a new paradigm for the conservation of biodiversity. In *Issues and Perspectives in Landscape Ecology* (ed. J. A. Wiens & W. R. Moss), pp. 238-247. Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- Zald, H.S.J. 2009. Extent and spatial patterns of grass bald land cover change (1948-2000), Oregon Coast Range, USA. *Plant Ecology* 201: 517-529. 10.1007/s11258-008-9511-