

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

GUILHERME OKUDA LANDGRAF

PADRÕES DE DIVERSIDADE- β DO COMPONENTE ARBÓREO DA VEGETAÇÃO
EM UMA FLORESTA SEMIDECÍDUA NEOTROPICAL FRAGMENTADA

Maringá

2012

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

GUILHERME OKUDA LANDGRAF

PADRÕES DE DIVERSIDADE- β DO COMPONENTE ARBÓREO DA VEGETAÇÃO
EM UMA FLORESTA SEMIDECÍDUA NEOTROPICAL FRAGMENTADA

Projeto de tese de doutorado apresentado ao Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos Continentais da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para a processo seletivo 2012/2013, sob orientação do Professor Dr. João Batista Campos.

Maringá

2012

1 INTRODUÇÃO

Além disso, estudos em diversidade- β proporcionam um conhecimento mais conciso sobre o "pool" regional de espécies (diversidade- γ) e sobre os fatores que influenciam os padrões de diversidade locais (diversidade- α) uma vez que ela pode ser definida como $\alpha + \beta = \gamma$ (partição aditiva de diversidade) ou $\alpha \cdot \beta = \gamma$ (partição multiplicativa de diversidade) (Anderson *et al.* 2011; Jost 2007; Koleff *et al.* 2003). Este componente da diversidade é tão importante quanto a diversidade- α para a conservação, porque pode mostrar o quanto duas áreas disjuntas diferem em sua flora e fauna

Trabalhos avaliando a influência da fragmentação e da paisagem sobre os padrões de diversidade- β , são praticamente inexistentes. Entretanto, alguns trabalhos tem demonstrado que esses fatores tem grande importância para este componente de diversidade (López-Martínez *et al.* 2012).

Dessa forma este trabalho visa utilizar o arcabouço metodológico da ecologia da paisagem para estudar os padrões de diversidade (com ênfase na diversidade- β) em uma paisagem fragmentada de floresta semidecidual neotropical e também avaliar os efeitos da fragmentação de hábitat sobre os componentes de diversidade.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Há algum tempo os ecólogos tem distinguido diferentes componentes da diversidade de espécies, tradicionalmente três deles são reconhecidos a diversidade *alpha* (α) ou local, *beta* (β) ou diferenciação, e *gamma* (γ) ou diversidade regional (Koleff *et al.* 2003; Magurran 2004). De forma geral os estudos em diversidade- β avaliam mudanças na estrutura da comunidade ao longo de gradientes ambientais, espaciais ou temporais ("turnover"), ou variações ("variation") na estrutura da comunidade entre unidades amostrais dentro de uma escala espacial ou temporal ou dentro de categorias de um fator (como tipos de habitat ou tratamentos experimentais) (Anderson *et al.* 2011).

O aparato metodológico para análise de dados também se divide em dois grupos. Técnicas de ordenação parciais (pCCA, pRDA, pCAP), são utilizadas para estimar a contribuição de variáveis espaciais e ambientais sobre a variação da composição nas comunidades. Técnicas baseadas em correlações de matrizes de dissimilaridade e distância (teste de Mantel) e tem como objetivo identificar variáveis associadas com a variação no valores de dissimilaridade (Melo *et al.* 2011).

Duas teorias contrastantes figuram entre os estudos de diversidade- β : a teoria do nicho multidimensional de Hutchinson (1959) e a teoria neutra de Hubbell (2001). A teoria de nicho ecológico enfatiza as interações entre as espécies e as variáveis ambientais assumindo um controle ambiental e biótico sobre a distribuição das espécies. Contrariamente os modelos neutros assumem a inexistência da influência do habitat, das variáveis ambientais e das interações bióticas e somente a capacidade de dispersão e especiação das espécies atuam sobre a distribuição destas (Condit *et al.* 2002).

A composição e estrutura da paisagem medida como a função do tamanho, forma, similaridade, contraste e outras métricas da geometria dos fragmentos, pode influenciar a diversidade- β através de múltiplos processos como o desflorestamento, a fragmentação associada como a redução de habitat, mudanças na quantidade de bordas e aumento do isolamento do fragmento (Fahrig 2003; López-Martínez *et al.* 2012; Mcgarigal & Marks 1995). No entanto, como já dito anteriormente praticamente a totalidade dos estudos em ecologia da paisagem têm o enfoque único na diversidade- α .

Entretanto, cada vez mais se torna aceito o conceito de que processos espaciais e ambientais não agem independentemente e que estudos de diversidade- β deveriam considerar simultaneamente as respostas das espécies as condições ambientais e sua capacidade de dispersão (Melo *et al.* 2011).

Diversos fatores têm sido apontados como causadores dessa mudança espacial nas composições das espécies, dentre eles: fatores históricos, o clima, a geologia a heterogeneidade de habitats e dispersão limitada das espécies além de padrões de aninhamento (Baselga *et al.* 2007; Condit *et al.* 2002; Koleff *et al.* 2003), no entanto grande parte dessa variação permanece inexplicada (Duivenvoorden *et al.* 2002; Ruokolainen & Tuomisto 2002). Estes fatores podem ser divididos em processos de larga-escala (especiação e dispersão) e também processos que ocorrem em escalas reduzidas (competição, facilitação e distúrbios) os quais geralmente limitam o número de espécies que ocorrem no local em um dado momento do tempo (Angermeier *et al.* 1998).

O "*turnover*" de espécies pode refletir processos determinísticos, como adaptações a diferenças no clima ou substrato, ou resultar de uma dispersão agregada limitada, resposta as mudanças climáticas ou outros efeitos históricos (Condit *et al.* 2002). Processos estocásticos como a dispersão limitada também atuam na mudança e distribuição espacial das espécies (Hubbell 2001).

3 JUSTIFICATIVA

Apesar dos grandes avanços sobre os fatores que mantêm e determinam a diversidade α , sabemos muito pouco sobre os fatores que governam a diversidade β em espécies arbóreas (Chave & Leigh 2002). Este componente da diversidade é tão importante quanto a diversidade α para a conservação, porque pode mostrar o quanto duas áreas disjuntas diferem em sua flora e fauna.

A diversidade α , β e γ estão entre as variáveis descritivas fundamentais em ecologia e na biologia da conservação (Jost 2007). O conhecimento dos padrões e processos nas mais diferentes escalas está no centro de um entendimento maior sobre a variação global na biodiversidade (Gaston 2000). Descrever e explorar os padrões de diversidade é particularmente crítico para florestas tropicais. Estas florestas são sistemas que apresentam elevada diversidade, tanto localmente quanto regionalmente. Dentre as florestas tropicais as florestas "secas" (dry-forests) são pouco conhecidas, mas apresentam diversidade quase similar as florestas pluviais, além disso, estas florestas encontram-se altamente ameaçadas e cobrem mais de 40% de todas as áreas tropicais do mundo (Balvanera *et al.* 2002).

Os estudos da flora e estruturas na Floresta Estacional Semidecidual são escassos e relativamente recentes (Ramos *et al.* 2007), aliado a esse fato poucos são os remanescentes significativos dessa tipologia florestal e apresentam alto grau de isolamento entre si. Muitos autores colocam a dificuldade da formulação de modelos que explicam como e porquê as comunidades vegetais variam no espaço, devido a necessidade de melhores conjuntos de dados florísticos (Bridgewater *et al.* 2004).

A floresta estacional semidecidual submontana é descrita na maior parte dos trabalhos como sendo caracterizada pela presença e dominância da espécie *Aspidosperma polyneuron* (peroba-rosa) principalmente no planalto paranaense e no oeste do estado de São Paulo (IBGE, 1992). No entanto diversos trabalhos têm demonstrado que isso não ocorre mais, isso se deve ao processo de fragmentação e a exploração descontrolada da madeira dessa espécie que apresenta um elevado valor comercial. Dessa forma informações sobre as espécies dominantes e que caracterizam esses ambientes impactados são necessárias.

Bridgewater *et al.* (2004), analisando a similaridade florística de diferentes áreas do cerrado revelou uma grande heterogeneidade dentro do bioma, principalmente entre as espécies menos comuns. Estes padrões de mudanças e heterogeneidade dentro da Floresta Estacional Semidecidual são ainda desconhecidos e pouco estudados. Florestas Tropicais são áreas com alta diversidade e endemismo (Myers *et al.* 2000) possuindo mais da metade (180.000) das 300.000 espécies de plantas existentes no mundo. Dessa forma, elucidar padrões de diversidade beta e dominância nessas formações florestais é de grande importância para fins conservacionistas e ecológicos. E um completo entendimento da diversidade beta é vital para a seleção de áreas de conservação (Balvanera *et al.* 2002).

O aumento no interesse e quantidade de trabalhos sobre padrões de diversidade assim como o aumento de métodos para estimar estes padrões indicam que este campo de estudo será um tópico ativo em ecologia na próxima década, no entanto devem ser levados em conta os desafios e dificuldades em avançar no conhecimento sobre estes padrões de diversidade e seus processos geradores (Melo *et al.* 2011).

A maioria dos trabalhos sobre como os componentes da diversidade variam nos trópicos utilizaram florestas pluviais em seus trabalhos (Floresta Amazônica) (Condit *et al.* 2002; Valencia *et al.* 1994). No entanto outros sistemas como a Savanna (Bridgewater *et al.* 2004) e as Floresta Estacional semidecidual também se oferecem como ecossistemas alternativos para o teste de modelos sobre variações na biodiversidade.

Estudos ecológicos da vegetação arbórea são tema comum na floresta estacional semidecidual (Cerqueira *et al.* 2008; Ivanauskas *et al.* 1999; Silva & Soares 2002) no entanto em sua maioria estes estudos tratam de componentes estruturais e de composição locais, e poucos trabalhos investigaram como os padrões de diversidade se compartilham espacialmente nesse tipo de formação florestal.

4 HIPÓTESES

Hipótese 1. Os padrões de variação (diversidade- β) nas comunidades de espécies arbóreas em uma paisagem fragmentada apresentam correlação negativa com a distância, ou seja, áreas amostrais em fragmentos mais distantes apresentam maior dissimilaridade em relação a fragmentos mais próximos (teoria neutra).

Hipótese 2. Tanto os fatores ambientais quanto os fatores espaciais atuam sobre o processo de variação (diversidade- β) na composição das comunidades de espécies arbóreas, no entanto, os fatores ambientais (determinísticos) atuam em uma escala mais fina (local) e os fatores espaciais (estocásticos) explicam a variação na composição das comunidades em uma escala maior (regional).

5 OBJETIVOS

5.1 Objetivo geral

Entender como se comportam os padrões de diversidade α , β e γ do componente arbóreo da vegetação em uma paisagem fragmentada tendo como variáveis exploratórias fatores ambientais e espaciais.

5.2 Objetivos específicos

- Inventariar o componente arbóreo e arbustivo da vegetação da região do estudo;
- Avaliar os padrões de diversidade da região: diversidade *alpha* (α), *beta* (β) e *gamma* (γ);

- Analisar a influência da paisagem sobre a diversidade florística do componente arbóreo/arbustivo das áreas amostradas no estudo.
- Quantificar e particionar as variáveis que explicam os padrões de diversidade- β na área de estudo.

6 METODOLOGIA

6.1 Área de estudo

A área de estudo encontra-se no extremo noroeste do Paraná (microrregião de Paranaíba) e apresenta como limites o rio Paraná a oeste, o rio Paranapanema a norte e o rio Ivaí a sul. A região é uma zona de transição entre a região tropical e a região subtropical, estando próxima do Trópico de Capricórnio. O clima é homogêneo definido segundo a classificação de Köppen é do tipo Cfa, subtropical, úmido, mesotérmico, com verões quentes e geadas pouco frequentes. O solo da região também é homogêneo é formado em sua maior parte pela formação Arenito Caiúá, Série São Bento – Cretáceo.

Esta área pertence ao domínio da Floresta Atlântica tendo como fitofisionomia predominante a Floresta Estacional Semidecidual Submontana caracterizado no planalto paranaense pela peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron* Muell. Arg.) espécie com grande valor econômico e altamente ameaçada (IBGE 2012). Ela ainda apresenta trechos de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial em áreas ripárias do Rio Paraná.

Toda esta região que um dia já foi uma floresta contínua hoje encontra-se praticamente destruída resultado de um processo de ocupação desordenado, restando em torno de 1% de sua cobertura original com poucos remanescentes significativos (Campos 2004). Apesar da floresta ter sido derrubada para implementação de cafezais o que pode ser visto hoje é uma paisagem dominada por pastagens degradadas pouco produtivas, vastos canaviais e plantações de mandioca. Dentro deste contexto encontram-se remanescentes florestais extremamente fragmentados e sobre forte pressão antrópica imersos nesta grande área de matriz agropecuária.

Para definição dos fragmentos florestais na área de estudo foi utilizado um procedimento de classificação supervisionada tendo como base uma imagem Landsat 8-OLI indicada para mapeamentos de uso do solo em escalas regionais (Roy et al. 2014) (Figura 1).

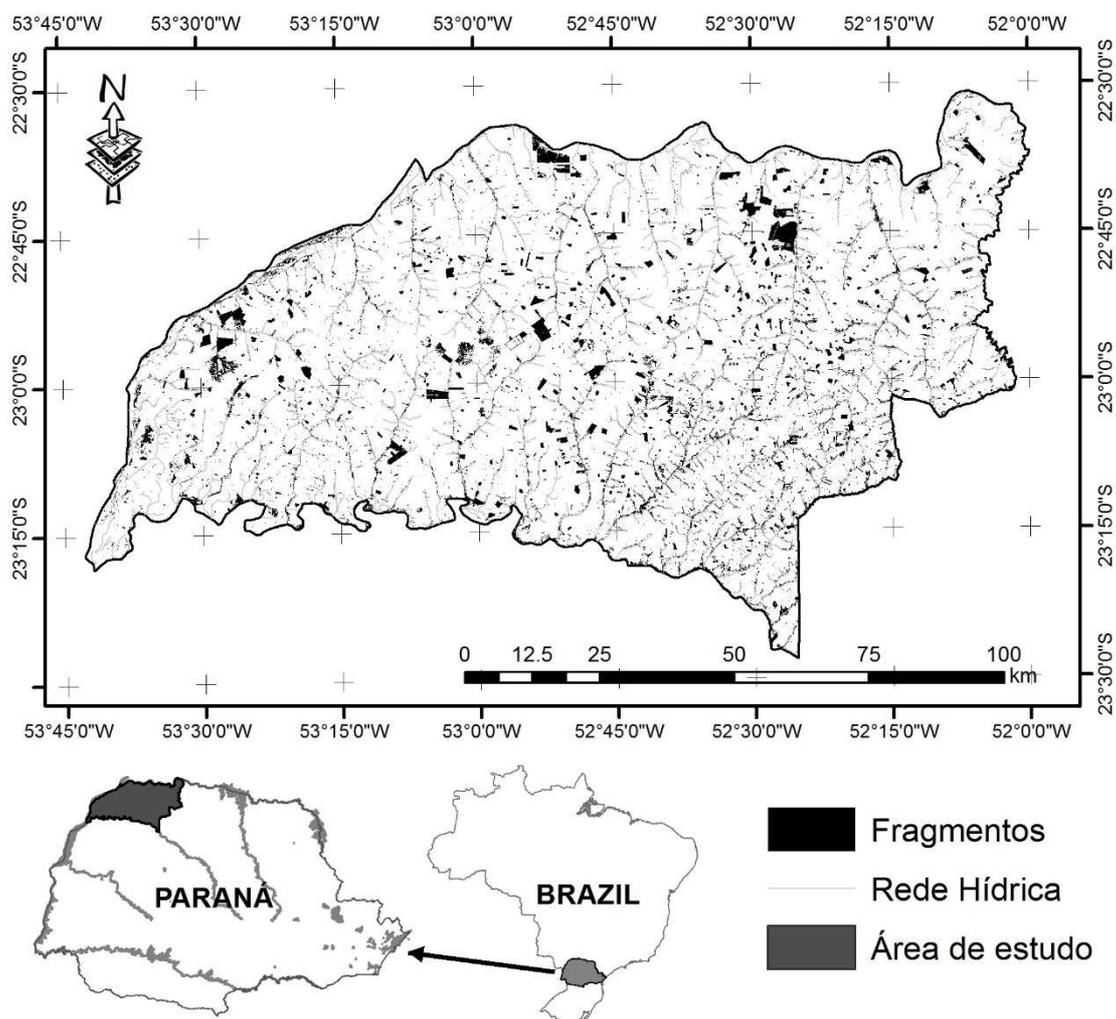


Figura 1. Localização e mapa dos fragmentos remanescentes de Floresta Atlântica na área de estudo, noroeste do Estado do Paraná, Brasil

6.1.2 Seleção de áreas amostrais

Ao total foram identificados 24372 fragmentos florestais pelo processo de classificação supervisionada. Desse total foram retirados os fragmentos que apresentaram área menor que cinco pixels ou 0,45 ha, restando um total de 8716 fragmentos que foram divididos em 5 classes de área (tabela 1). Dentro de cada classe foram selecionados 6 fragmentos aleatoriamente com exceção da classe 5 que contém somente 3 áreas, totalizando 27 áreas amostrais (figura 2). Como forma de solucionar

este problema nos fragmentos da classe 5 serão amostradas o dobro de parcelas e sorteadas para gerar “dois fragmentos”, totalizando "6 áreas amostrais".

Tabela 1. Classes de área (ha) determinadas para a seleção de fragmentos florestais na área de estudo e número de fragmentos florestais por classe.

| Classe | Intervalo | Nº de fragmentos |
|--------|-------------|------------------|
| 1 | (0,10] | 4332 |
| 2 | (10,100] | 1070 |
| 3 | (100,500] | 99 |
| 4 | (500, 1000] | 7 |
| 5 | (1000, max) | 3 |

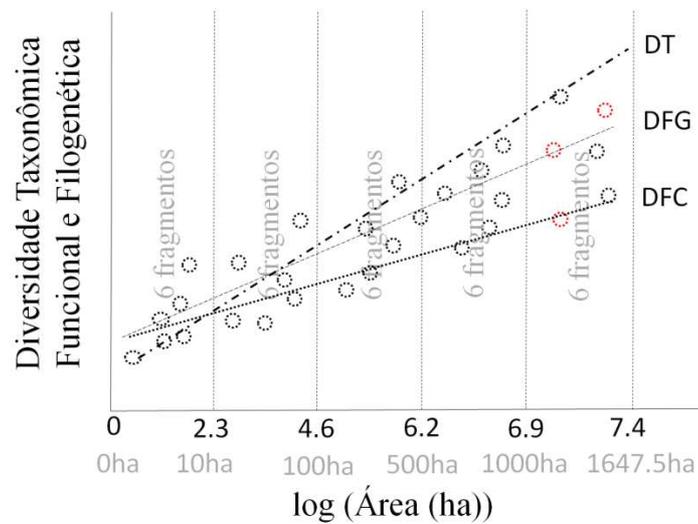


Figura 1. Esquema representativo do delineamento amostral dos fragmentos florestais divididos em 5 classes de área (ha), sendo escolhidos 6 fragmentos aleatoriamente por classe, com exceção da quinta classe onde só existem três fragmentos os pontos em vermelhos indicam a amostragem dupla das áreas nessa classe. As linhas indicam o padrão esperado para a (DT) Diversidade Taxonômica, (DFG) Diversidade Filogenética, (DFC) Diversidade Funcional em relação a área dos fragmentos.

6.2 Levantamento dos dados

O banco de dados para as análises propostas será formado por três matrizes de dados. A primeira tabela será chamada de matriz **Y**, ela é variável resposta e é constituída de uma tabela da composição da comunidade (Espécies x Áreas amostrais). As variáveis explanatórias formam as outras duas tabelas. A matriz **X** é formada pelas variáveis ambientais e a matriz **W** é formada pelo dados espaciais e devem ser apresentadas na forma "Variáveis x Áreas amostrais".

6.2.1 Componente arbóreo da vegetação (Matrix Y)

Para o levantamento do componente arbóreo da vegetação será utilizado uma variação do método de quadrantes original proposto por (Volpato *et al.* 2010) que utiliza dois estratos da vegetação na amostragem, sendo uma adaptação do método original para áreas tropicais. Para o primeiro estrato (estrato arbóreo) serão considerados os indivíduos com DAP > 5cm a 1,30m do nível do solo enquanto que para o segundo estrato a ser amostrado serão considerados os indivíduos maiores que 1m de altura e com DAP < 5cm (figura 2). O método de quadrantes apresenta algumas vantagens em relação aos métodos de área nessa situação uma vez que espécies arbóreas em florestas tropicais apresentam padrões de distribuição agregados (Hubbell 1979) dessa forma o método de quadrantes tende a amostrar uma maior diversidade em relação a outros métodos com o mesmo esforço amostral.

As amostragens serão divididas em áreas pertencentes a fragmentos três classes de área: fragmentos grandes (> 300ha), fragmento médios (> 50ha e < 300ha) e fragmentos pequenos (< 50ha). Para fragmentos grandes serão amostrados transectos com 50 pontos, 35 para fragmentos médios e 25 para fragmentos pequenos por área amostral. Em cada área (EEC, Cristo Rei e RPPN Sta. Francisca) serão selecionados 12 fragmentos sendo 4 em cada classe de área. Todas as áreas amostrais serão georreferenciadas no campo para as análises espaciais e definição de uma área de buffer para obtenção de variáveis ambientais.

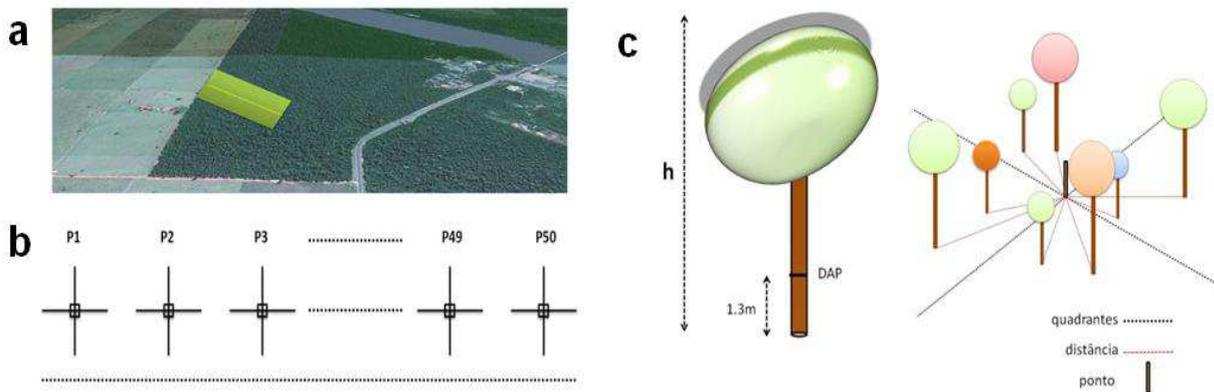


Figura 2. (a) Esquema demonstrativo do transecto contendo os pontos da amostragem por quadrantes da vegetação (linha pontilhada amarela) e área de buffer (verde) utilizada para a obtenção de variáveis ambientais; (b) esquemas demonstrativos dos pontos e quadrantes ao longo do transecto; (c) variáveis a serem obtidas durante a amostragem da vegetação: h - altura; DAP (diâmetro a 1.3 m do nível do solo) para o primeiro estrato (DAP > 5cm) e PNS (perímetro ao nível do solo) para o segundo estrato (DAP < 5cm e h > 1m); distância dos indivíduos mais próximos de cada quadrante ao ponto amostral.

A identificação das espécies, quando possível, será realizada em campo. Serão colhidos *vouchers* como material testemunho a serem utilizados para identificação posterior (quando necessário) com consultas a chaves de identificação e bibliografia além de comparações com coleções de herbários. O processo de coleta e confecção das exsicatas seguirá a metodologia usual utilizada para estudos de flora (Judd *et al.* 2009; Fidalgo & Bononi 1989). As amostras botânicas serão depositadas e armazenadas no Herbário da Universidade Estadual de Maringá (HUEM).

Deve ser dito que os dados para a região 1 já foram coletados durante os trabalhos realizados na dissertação de mestrado do autor, sendo inventariados 3136 indivíduos pertencentes a 33 famílias e 107 espécies. A partir destes dados serão criadas duas matrizes **Y**, a primeira irá conter dados de presença/ausência enquanto a segunda irá conter dados de abundância. Parâmetros fitossociológicos como área basal e índices de valor de importância serão calculados para inferências sobre a estrutura das florestas da região e discutir aspectos ecológicos como diversidade, dominância raridade das espécies. Para os cálculos fitossociológicos será utilizado o software FITOPAC 2.1 (Shepherd 2010).

6.2.2 Variáveis ambientais e espaciais

Para a obtenção das variáveis espaciais e ambientais serão utilizadas técnicas de sensoriamento remoto e processamento de imagens de satélite e radar além da análise do solo das áreas amostrais.

6.2.2.1 Variáveis ambientais (Matriz X)

Para cada área de estudo serão determinadas 19 variáveis ambientais (Tabela 1). Quatro variáveis serão obtidas diretamente à partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) gerado

através de imagens de radar SRTM ("*Shuttle Radar Topography Mission*"): Declividade, Altitude, Exposição e Convexidade do terreno. Estas variáveis atuam como boas descritoras do relevo de uma área que por sua vez atua como variável ecológica de grande influência na vegetação e são amplamente utilizadas em estudos de ecologia da paisagem e recentemente utilizadas em estudos de diversidade- β (López-Martínez *et al.* 2012).

Tabela 2. Variáveis ambientais propostas para o trabalho. *criado à partir da rede hidrográfica; **criado à partir da área urbana presente na classificação do uso do solo; *** criado à partir da malha de rodovias

| Variável | Fonte |
|----------------------------------|---|
| 1. Declividade | MDE - SRTM Topodata - http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php |
| 2. Altitude | |
| 3. Exposição | |
| 4. Convexidade do terreno | |
| 5. Radiação solar | Solar Analyst (Fu 2000) |
| 6. Precipitação anual média | Worldclim (Hijmans <i>et al.</i> 2005) http://www.worldclim.org/bioclim |
| 7. Temperatura anual média | |
| 8. Isotermalidade | |
| 9. Sazonalidade da precipitação | |
| 10. Distância de corpos d'água* | Distance tolls (ArcGIS 10.1) |
| 11. Distância de áreas urbanas** | |
| 12. Distância de rodovias*** | |
| 13. Granulometria | Análise do solo |
| 14. pH | |
| 15. Fósforo (P) | |
| 16. Potássio (K) | |
| 17. Alumínio (Al) | |
| 18. Cálcio (Ca) | |
| 19. Magnésio (Mg) | |

A radiação solar, será obtida indiretamente do MDE através da extensão Solar Analyst do software ArcGIS 10.1 (Fu & Rich 2002). Essa variável atua como uma variável indireta do aporte de energia no sistema. Também foram selecionadas quatro variáveis bioclimáticas para o trabalho: Precipitação anual média, Temperatura anual média, Isotermalidade (Média da amplitude diária da temperatura/Amplitude anual da temperatura) e Sazonalidade da precipitação (Hijmans *et al.* 2005). Estas variáveis são utilizadas principalmente em estudos de modelagem de nicho e macroecologia e podem oferecer grandes contribuições para estudos de diversidade- β em comunidades vegetais uma vez que são criadas sobre dados de precipitação e temperatura, fatores que influenciam a vegetação.

Também serão criadas matrizes de distâncias de corpos d'água, rodovias e áreas urbanas. Este tipo de variável correlaciona o tamanho da efeito da variável com a distância geográfica, ou seja, quanto mais perto maior o efeito da variável sobre a comunidade. As variáveis edáficas selecionadas representam as características físicas e químicas do solo sendo compostas por medidas de acidez e macronutrientes (pHH₂O; pHCaCl₂, (H⁺ + Al³⁺), Al, Ca, Mg, K, P, C) e micronutrientes (Cu, Fe, Zn, Mn, B, S). Será utilizado um método estatístico para selecionar a melhor lista de variáveis preditoras do solo o *Bioenv* (Clarke & Ainsworth 1993) pela correlação

com a matrix de dissimilaridade da comunidade. Para este procedimento será utilizado o pacote *Vegan* (Oksanen 2010) do software R v.2.15.

Para extração dos valores das variáveis de 1 a 11 será aplicado um buffer de 50m à partir do transecto georreferenciado durante as amostragens da vegetação (figura 3a). Serão utilizados dois valores para cada área a média que fornece uma visão geral das áreas e a amplitude que fornece informações sobre a heterogeneidade das áreas.

6.2.2.2 Variáveis espaciais (Matriz W)

Para a quantificação das variáveis espaciais será utilizada uma imagem Landsat5-TM georreferenciada e com correção atmosférica, órbita/ponto - 223/076 obtida em maio de 2011 e disponível para download no site do sistema geológico norte americano (<http://glovis.usgs.gov/>) (figura 4). Essa imagem possui resolução espacial de 30m e resolução espectral de 0.450-2.350 μm que permite um bom grau de detalhamento da vegetação em processos de classificação supervisionada. A classificação do uso do solo será realizada no software ENVI 4.7 através do classificador supervisionado SVM ("*Support Vector Machine*") e para a validação da acurácia do mapeamento será utilizado o índice estatístico de Kappa.

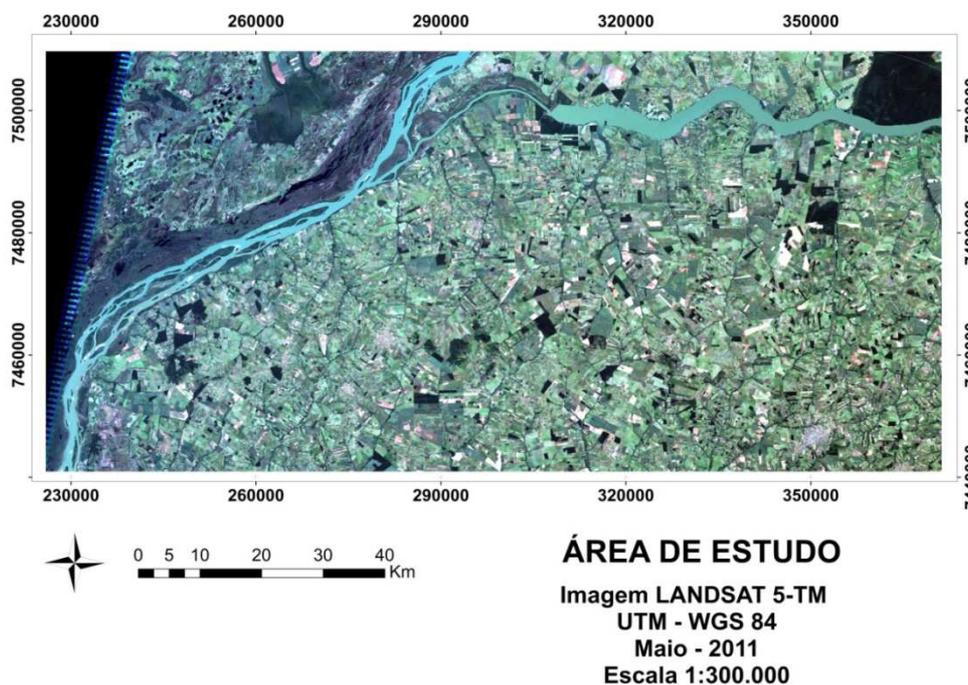


Figura 2. Recorte da Imagem LANDSAT 5-TM órbita/ponto - 223/076 da área de estudo obtida em maio de 2011.

O mapeamento do uso do solo será utilizado para o cálculo das métricas da paisagem (tabela 2) utilizando o software Fragstast 4.1 (McGarigal *et al.* 2012) Essas métricas serão utilizadas como as variáveis espaciais e formarão a matrix **W**.

Tabela 3. Métricas da paisagem propostas como variáveis espaciais exploratórias.

| Tipo de métrica | Métrica (SIGLA) | Fórmula | Descrição |
|---------------------------------|--|---|---|
| Área/Perímetro | Área (AREA) | $a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$ | Área total do fragmento (m²). |
| | Perímetro (PERIM) | p_{ij} | Perímetro total do fragmento (m), incluindo qualquer buraco dentro do fragmento . |
| Forma | Índice de Forma (SHAPE) | $\frac{0.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$ | Este índice apresenta valor = 1 quando a forma é circular ou quadrada e aumenta conforme a forma do fragmento se torna irregular . |
| | Dimensão Fractal (FRACT) | $\frac{0.25 p_{ij}}{2 \ln \frac{p_{ij}}{a_{ij}}}$ | A dimensão fractal é uma grandeza dimensional que apresenta valores entre 1 e 2. Os valores se aproximam de 1 quando a forma do fragmento é muito simples e se aproxima de 2 quando a forma do fragmento é convoluta. |
| Núcleo/Borda | Perímetro/Área (PARA) | $\frac{p}{a}$ | A relação Perímetro/Área funciona como um bom índice para mensurar o efeito de borda sobre um fragmento florestal. |
| | Área de núcleo (CORE) | $a_{ij}^c \left(\frac{1}{10.000} \right)$ | É a área de núcleo menos a borda (nesse caso foi atribuído um valor de 50m para as bordas dos fragmentos). |
| | Nº de áreas de núcleo (NCORE) | n_{ij}^c | O número de áreas de núcleo é > 1, quando o fragmento apresenta áreas de núcleo disjuntas. |
| Conectividade/Isolamento | Distância ao vizinho mais próximo (NEAR) | h_{ij} | É igual a distância (m) para o fragmento vizinho mais próximo. |
| | Índice de proximidade (PROXIM) | $\sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$ | O índice de proximidade é igual a 0 se não existe nenhum fragmento da mesma classe na vizinhança e aumenta conforme ocorre o aumento do nº de fragmentos na vizinhança e quanto menor for a distância entre eles. |

6.3 Análise dos dados

6.3.1 Teste de hipótese

Hipótese 1

Para testarmos a **hipótese 1** utilizaremos o teste de Mantel aplicado sobre as matrizes de similaridade das comunidades e de distância. Para obtenção da matriz de similaridade utilizaremos o método euclidiano pois este permite comparações das comunidades através de dados de abundância ao invés de utilizar dados de presença/ausência. Para gerar a matriz de distância utilizaremos as coordenadas UTM de cada área como dado de entrada e o método euclidiano para gerar a matriz uma vez que este mede a menor distância entre os pares de áreas. O teste de Mantel é um método utilizado para comparar duas matrizes de similaridade ou distância (Legendre & Legendre 1998).

Hipótese 2

Para testarmos a **hipótese 2** utilizaremos a análise parcial de redundância (pRDA) para as três áreas separadamente e para toda a região esperando que em cada área (escala menor) os fatores ambientais expliquem a maior parte da variação na comunidade e regionalmente os fatores espaciais expliquem a maior parte da variação na comunidade.

A análise parcial de redundância (pRDA) é um caso particular das regressões lineares parciais e é utilizada quando a tabela de dados \mathbf{Y} é multivariada, correlacionada com dois ou mais fatores e suas interações (fatores ambientais e espaciais) (Legendre & Legendre 1998) e o propósito da análise é relacionar variáveis biológicas com variáveis ambientais (Legendre & Anderson 1999). A significância dos componentes parciais da análise podem ser testados utilizando métodos de permutação de Monte Carlo. A magnitude destas frações são usualmente utilizadas para inferências sobre a importância dos processos baseados na teoria do nicho e na teoria neutra (Cottenie 2005; Melo *et al.* 2011)

Para a realização das análises canônicas será utilizada a função "*rda()*" do pacote *vegan* do software R v.2.15. (Oksanen 2010). Para testar a significância dos autovalores da pRDA será utilizada a função "*permutest.cca()*" do mesmo pacote, utilizando os resíduos do modelo reduzido com as covariáveis (matrix \mathbf{W}).

8 CRONOGRAMA DE EXECUÇÃO

| Atividade | 2014 | | 2015 | | 2016 | |
|-----------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | 1º semestre | 2º semestre | 1º semestre | 2º semestre | 1º semestre | 2º semestre |
| | | | | | | |

| | | | | | | |
|------------------------------------|---|---|---|---|---|---|
| Coleta de dados | | X | X | X | X | |
| Identificação do material botânico | | X | X | X | X | |
| Análises estatísticas | | | X | X | X | X |
| Revisão bibliográfica | X | X | X | X | X | X |
| EGQ | | | | X | | |
| Redação do manuscrito | | | X | X | X | X |
| Entrega da tese | | | | | | X |
| Defesa da tese | | | | | | X |

9 ORÇAMENTO

| Material | | Valor |
|---|----------------|---------------------|
| Gasolina | | R\$ 3,000.00 |
| Alimentação | | R\$ 3,000.00 |
| Material para confecção das exsicatas | Cartolina | R\$300,00 |
| | Sulfitão | R\$150,00 |
| | Papel de Seda | R\$ 100 |
| Material para coleta e armazenamento de material reprodutivo (flores frutos e sementes) | Álcool | R\$ 30 |
| | Potes pequenos | R\$ 50 |
| | Potes grandes | R\$100,00 |
| Total | | R\$ 6,180.00 |

REFERÊNCIAS

- Anderson MJ, Crist TO, Chase JM, *et al.*, 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology letters*, 14(1):19-28.
- Anderson MJ, Ellingsen KE & McArdle BH, 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology letters*, 9(6):683-93.

- Angermeier PL, Winston MR, Ecology S & Apr N, 1998. Local vs . Regional Influences on Local Diversity in Stream Fish Communities of Virginia. *Ecology*, 79(3):911-927.
- Balvanera P, Lott E, Gerardo S, Christina S & Angeles I, 2002. Patterns of β -diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science*, 13:145-158.
- Baselga A, Jiménez-Valverde A & Niccolini G, 2007. A multiple-site similarity measure independent of richness. *Biology letters*, 3(6):642-5.
- Bridgewater S, Ratter JA & Ribeiro F, 2004. Biogeographic patterns , β -diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 13:2295-2318.
- Cerqueira RM, Gil A dos SB & Meireles LD, 2008. Florística das espécies arbóreas de quatro fragmentos de floresta estacional semidecidual montana na fazenda dona carolina. *Revista do Instituto Florestal* 20(1) :33-49.
- Chave J & Leigh EG, 2002. A Spatially Explicit Neutral Model of β -Diversity in Tropical Forests. *Theoretical Population Biology*, 62(2):153-168.
- Clarke K & Ainsworth M, 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 92(i):205-219.
- Condit R, Pitman N, Leigh EG, *et al.*, 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science (New York, N.Y.)*, 295(5555):666-9.
- Cottenie K, 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology letters*, 8(11):1175-82.
- Cousins S a. O, Ohlson H & Eriksson O, 2007. Effects of historical and present fragmentation on plant species diversity in semi-natural grasslands in Swedish rural landscapes. *Landscape Ecology*, 22(5):723-730.
- Duivenvoorden JF, Svenning JC & Wright SJ, 2002. Beta diversity in tropical forests. *Science (New York, N.Y.)*, 295(5555):636-637.
- Fahrig L, 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1):487-515.
- Fu P & Rich PM, 2002. A geometric solar radiation model with applications in agriculture and forestry. *Computers and Electronics in Agriculture*, 37(1-3):25-35.
- Gaston KJ, 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405(6783):220-7.
- Griffiths D, 1997. Local and regional species richness in North American lacustrine fish. *Journal of Animal Ecology*, 66(1):49-56.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG & Jarvis A, 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15):1965-1978.
- Hubbell S, 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science*, 203(4387):1299-1309.
- Hubbell S, 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. 1st ed., Princeton: Princeton University Press, p. 375.
- Hutchinson G, 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist*, 93(870):145-159.
- IBGE. 1992. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro, 1992. p. 92.
- Ivanauskas N, Rodrigues R.R. & Nave A, 1999. Fitossociologia de um trecho de floresta estacional semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Scientia forestalis*, 56:83-99.
- Jost L, 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88(10):2427-2439.
- Judd, W.S., Campbell, C.S., Kellog, E.A. & Stevens, P.F. *Sistemática Vegetal: Um enfoque filogenético*. Porto Alegre: Artmed 2009.
- Koleff P, Gaston KJ & Lennon JJ, 2003. Measuring beta diversity for presence – absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72:367-382.
- Legendre P & Anderson M, 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, 69(1):1-24.
- Legendre P, Borcard D & Peres-Neto P, 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75(4):435-450.
- Legendre Pierre & Legendre L, 1998. *Numerical ecology*. 2nd ed., Amsterdam: Elsevier, p. 853.

- Lomolino M, 2001. Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography*, 10:3-13.
- López-Martínez JO, Hernández-Stefanoni JL, Dupuy J.M. & Meave J a., 2012. Partitioning the variation of woody plant β -diversity in a landscape of secondary tropical dry forests across spatial scales. *Journal of Vegetation Science*, Online first.
- Magurran AE, 2004. *Measuring Biological Diversity*. 1st ed., Oxford, UK: Blackwell Science Ltd, p. 256.
- Mcgarigal K & Marks BJ, 1995. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Portland, OR.,
- Melo AS, Schneck F, Hepp LU, *et al.*, 2011. Focusing on variation: methods and applications of the concept of beta diversity in aquatic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(3):318-331.
- Metzger J, 2000. Tree Functional Group Richness and Landscape Structure in a Brazilian Tropical Fragmented Landscape. *Ecological Applications*, 10(4):1147-1161.
- Myers N, Mittermeier R A, Mittermeier CG, *et al.*, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772):853-858.
- Nascimento HEM & Laurance WF, 2006. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amazonica*, 36(2):183-192.
- Oksanen J, 2010. Multivariate Analysis of Ecological Communities in R : vegan tutorial.
- Ramos VS, Durigan G, Franco G, Siqueira MF & Rodrigues Ricardo Ribeiro, 2007. Árvores da Floresta Estacional Semidecidual: Guia de identificação. *Revista do Instituto Florestal*, (31):137-141.
- Ruokolainen K & Tuomisto H, 2002. Beta-diversity in tropical forests. *Science (New York, N.Y.)*, 297(5586):1439; discussion 1439.
- Shepherd GJ, 2010. Fitopac. Departamento de Botânica - UNICAMP,
- Silva LA & Soares JJ, 2002. Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecidual, no município de São Carlos, SP. *Acta Botanica Brasilica*, 16(2):205-216.
- Thomaz SM, Carvalho P, Padial A & Kobayashi JT, 2009. Temporal and spatial patterns of aquatic macrophyte diversity in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian journal of biology*, 69(2 Suppl):617-25.
- Valencia R, Balslev H & Paz Y Mio CG, 1994. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity and Conservation*, 3(1):21-28.
- Volpato GH, Martins SV, Carvalho J & Anjos L Dos, 2010. Accuracy and efficiency evaluation of point-centered quarter method variations for vegetation sampling in an. *Revista Árvore*, :513-520.
- Willig MR, Kaufman DM & Stevens RD, 2003. Latitudinal gradients of biodiversity : Pattern, Process, Scale, and Synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1):273-309.