**Efeito da fragmentação florestal na biomassa de Florestas Neotropicais**

Sumário

Introdução 2

Justificativa da proposta 8

Capítulo 1. Impacto do efeito de borda na biomassa em florestas neotropicais 9

*Material e métodos* 9

*Análise dos dados* 10

Capítulo 2. Fatores promotores da perda de biomassa em fragmentos florestais da Mata Atlântica 11

*Material e métodos* 11

*Análise dos dados* 13

*Resultados esperados* 14

Capítulo 3. Fragmentação florestal leva a homogeneização da vegetação na Floresta Atlântica? 14

*Material e Métodos* 14

*Análise dos dados* 15

*Resultados esperados* 15

Plano de trabalho e cronograma 16

Referências bibliográficas 17

Candidata: Melina Oliveira Melito

Orientador: Dr. Alexandre Adalardo de Oliveira

Co-orientador: Dr. Jean Paul Metzger

**Resumo**

O efeito de borda promove mudanças microclimáticas que levam ao aumento da mortalidade de espécies de grande porte, típicos de estágios avançados de sucessão, e ao incremento na densidade de espécies pioneiras. Com isso, o efeito de borda promove o processo de “sucessão retrógrada” em que a vegetação é simplificada em estrutura e composição ficando dominada por espécies pioneiras. Apesar da proliferação das espécies pioneiras elas não compensam a perda de biomassa provocada pela mortalidade dos indivíduos de grande porte, que são os principais estocadores de biomassa em florestas. As florestas são os principais estoques de carbono da vegetação e também são os principais alvos de desmatamentos no globo. Devido às altas taxas de desmatamento e fragmentação das florestas neotropicais este estudo tem por objetivo determinar a dimensão do colapso de biomassa em remanescentes florestais neotropicais e como o efeito de borda afeta diferentes fitofisionomias florestais. Para isso, realizaremos uma revisão sistemática da literatura e técnicas de meta-análise para avaliar o impacto do efeito de borda sobre a biomassa da vegetação dos remanescentes florestais na região neotropical. Também determinaremos a configuração espacial e temporal que promove a perda de biomassa utilizando como sistema de estudo a Floresta Atlântica. Neste capítulo associaremos dados secundários com imagens de satélite para a determinação das paisagens e cálculos das métricas de configuração espacial e temporal. A partir destes dados secundários também avaliaremos como o colapso da biomassa está relacionado com a homogeneização da vegetação. Desta forma, este estudo será importante para determinar a dimensão do colapso de biomassa em florestas neotropicais e qual a configuração da paisagem favorável para a preservação deste serviço ecossistêmico essencial.

Introdução

As paisagens tropicais estão sendo continuamente modificadas pelo homem pela conversão de hábitats primários em áreas de uso antrópico pouco amigáveis à biodiversidade (Melo *et al*. 2013). Nesse processo de expansão antrópica há não apenas perda de hábitat mas também ruptura de áreas contínuas (Fahrig 2003). Ao longo desse processo de fragmentação florestal alguns efeitos sobre o hábitat são observados tanto na escala da mancha de hábitat (e.g. diminuição do tamanho das manchas de floresta) como em escala de paisagem (e.g. redução da quantidade de hábitat na paisagem, aumento do isolamento entre as manchas) (Fahrig 2003). Além desses efeitos diretos, o processo de fragmentação florestal gera efeitos secundários, como o efeito de borda.

O efeito de borda é caracterizado pelas diferenças de fatores bióticos e abióticos entre o interior do fragmento e sua borda (Gehlhausen *et al*. 2000). Dentre os fatores abióticos, encontram-se as alterações microclimáticas devido à influência das áreas não-florestadas que circundam o fragmento (Laurance *et al.* 2011). As principais mudanças no microclima das áreas de borda são a diminuição da umidade relativa do ar, da umidade do solo e da radiação fotossinteticamente ativa (Kapos 1989, Williams-Linera 1990). Adicionalmente, ocorre o aumento do déficit de vapor de pressão e da temperatura do ar nas bordas dos fragmentos (Kapos 1989, Williams-Linera 1990). Além disso, também ocorre a alteração da ciclagem de nutrientes e da serapilheira e o aumento da turbulência do vento (Laurance *et al*. 2002).

O efeito de borda é um dos principais condutores de mudanças na dinâmica biológica de fragmentos florestais (Laurance *et al.* 2011). O aumento da turbulência do vento nas áreas de borda leva a um acréscimo na taxa de dano e na mortalidade de plantas de grande porte nestas áreas (Ferreira & Laurance 1997, Laurance *et al.* 2000), gerando o colapso do estrato emergente (Oliveira *et al.* 2008). Em resposta ao aumento da incidência luminosa, devido à mortalidade das árvores de grande porte, ocorre o incremento relativo da densidade e área basal de indivíduos de espécies pioneiras nestas áreas (Laurance *et al*. 2006). A taxa de crescimento das pioneiras também aumenta na área de borda em relação ao interior do fragmento florestal (Laurance *et al*. 2006). Adicionalmente, as pioneiras também são favorecidas por outros fatores como a reprodução dos indivíduos que alcançaram a maturidade (Tabarelli *et al.* 2008), a chuva de sementes proveniente da matriz e as alterações microclimáticas nas áreas de borda (Laurance *et al.* 2006). A influência destes fatore s leva a manutenção de ciclos de autoperpetuação das espécies pioneiras nos fragmentos florestais (Tabarelli *et al.* 2008). Entretanto, o estabelecimento de espécies pioneiras nas áreas de borda não ocorre de forma homogênea. Evidências empíricas apontam para efeitos negativos na estrutura demográfica e na taxa de recrutamento de adultos das espécies pioneiras de ciclo de vida mais longo nas áreas de borda (Santos *et al*. 2012). Apesar deste padrão ter sido verificado utilizando-se poucas espécies, pode ser o indicativo de que, a longo prazo, áreas sob influência de borda serão dominadas por espécies intolerantes ao sombreamento e de ciclo de vida curto. De forma geral, o efeito de borda altera os parâmetros demográficos das espécies da comunidade vegetal levando à substituição das espécies de grande porte características de estágios sucessionais mais avançados por pioneiras (Nascimento *et al*. 2006), especialmente as de ciclo de vida curto (Santos *et al*. 2012)

O grau em que o efeito de borda penetra em direção ao interior do fragmento depende de fatores que atuam na escala da mancha de hábitat, e.g. a quantidade de bordas (Laurance *et al*. 2006), como na escala de paisagem, por exemplo o tipo e extensão da matriz adjacente ao fragmento (Gehlhausen *et al*. 2000, Kapos 1989). Modelos simulando paisagens com fragmentos irregulares e, por conseguinte, com grande influência de bordas múltiplas, identificaram que fragmentos a partir de 500 ha se tornam cada vez mais vulneráveis ao efeito de borda (Ferreira & Laurance 1997). Com relação ao efeito da matriz, de forma geral, quanto maior a similaridade estrutural entre o fragmento florestal e a matriz, menor é o impacto negativo da matriz na riqueza e abundância de espécies (Prevedello & Vieira 2010), na mortalidade de árvores na borda (Mesquita *et al*. 1999) e no microclima na área de borda (Didham & Lawton 1999). Além da extensão do efeito de borda em direção ao interior do remanescente florestal, seus efeitos negativos sobre a estrutura da comunidade vegetal podem ser observados por décadas após a fragmentação (Laurance *et al*. 2006, Williams-Linera 1990) sendo, por exemplo, o principal condutor da substituição de espécies em fragmentos florestais ao longo do tempo (Laurance *et al.* 1998, Laurance *et al.* 2006).

A proliferação de pioneiras com concomitante declínio de espécies características de estágios sucessionais mais avançados leva ao processo de “sucessão retrógrada” em fragmentos florestais (Santos *et al.* 2008). Neste processo ocorre o empobrecimento da vegetação natural levando a comunidades vegetais taxonomicamente similares, dominadas por espécies intolerantes à sombra, arbustivas e arbóreas de pequeno porte (DAP <10 cm), de ciclo de vida curto, com sementes de tamanho pequeno (<15 mm de comprimento) e de ampla distribuição geográfica (Lôbo *et al*. 2011). A homogeneização da vegetação é um processo rápido e severo em resposta à formação de bordas no fragmento com sérias implicações na persistência das espécies típicas de estágio sucessional tardio em pequenos fragmentos florestais (Laurance *et al*. 2000, Pütz *et al*. 2011) e na escala da paisagem, onde podem ser eventualmente extintas (Michalski *et al*. 2007, Tabarelli *et al.* 2008). Os efeitos da fragmentação em florestas tropicais merecem atenção, uma vez que o efeito de borda parece conduzir a um novo estado de equilíbrio estável da comunidade vegetal: o de estágio sucessional inicial e intermediário (Pütz *et al*. 2011; Tabarelli *et al.* 2008).

Uma das consequências do efeito de borda e do processo de sucessão retrógrada da comunidade vegetal é a perda de biomassa nos fragmentos florestais em comparação com a floresta sem a influência da borda. Em áreas da Amazônia a perda de biomassa acima do solo em áreas de borda pode chegar até 36% em relação ao interior da floresta (Laurance *et al*. 1997). Para a Mata Atlântica, modelos simulados em computador estimam uma perda acentuada de biomassa por hectare em fragmentos florestais com menos de 25 ha (Pütz *et al*. 2011). Isto indica que o recrutamento de novos indivíduos e o aumento da densidade de lianas nas áreas de borda não compensam a perda de biomassa causada pela mortalidade dos indivíduos de grande porte (Laurance *et al*. 1997, Nascimento & Laurance 2004). Na Floresta Atlântica, assim como outras florestas tropicais, a maior parte da biomassa acima do solo está estocada em árvores de grande porte (> 30 cm DAP) (DeWalt & Chave 2004, Lindner 2010; Rolim *et al.* 2005). Por exemplo, em áreas no interior de remanescentes florestais, as árvores emergentes podem estocar cerca de 60% do carbono acima do solo (Dantas de Paula *et al*. 2011). As árvores de grande porte podem se apresentar em baixa densidade de indivíduos (6% do total de arbóreas), entretanto contribuírem com 72% da biomassa acima do solo (Lindner 2010). Similarmente, em fragmentos florestais na Amazônia central as árvores de grande porte constituem aproximadamente um quarto da biomassa acima do solo e apenas 1,8% do total de árvores (Laurance *et al*. 2000). Na Floresta Atlântica, entre 1978 e 2000, a mortalidade de indivíduos gigantes (>100 cm DAP) foi o principal fator de perda de biomassa em uma unidade de conservação (Rolim *et al.* 2005).

Recentemente, Stephenson e colaboradores (2014) demonstraram que grande parte das espécies tropicais, subtropicais e temperadas aumentam continuamente a taxa de ganho de carbono com o incremento do tamanho da árvore. Este padrão é acentuado para indivíduos de grande porte (> 100 cm DAP) que acumulam em média 103 kg/ano, uma taxa de acúmulo de massa três vezes maior que indivíduos da mesma espécie com 50 cm de DAP ou o equivalente à adição de uma árvore (10 a 20 cm DAP) por ano na floresta (Stephenson *et al.* 2014). Com isso, fica evidente a magnitude da importância dos indivíduos de grande porte, especialmente do estrato emergente, na composição e manutenção da biomassa em florestas tropicais.

A secundarização florestal também promove a perda da biomassa vegetal porque as espécies pioneiras em áreas de borda e em pequenos fragmentos florestais (entre 3,4 e 295,7 ha) apresentam uma redução na altura dos indivíduos em comparação com as árvores do interior de grandes fragmentos (Oliveira *et al*. 2008). Isto leva a uma alteração da arquitetura das espécies presentes na borda, com indivíduos de tamanho menor, possivelmente como uma estratégia para evitar o dano mecânico promovido pela grande turbulência do vento nestas áreas (Oliveira *et al*. 2008). Adicionalmente, pioneiras com baixa densidade da madeira são abundantes em fragmentos pequenos contrastando com o incremento na porcentagem de espécies com alta densidade da madeira à medida que o tamanho do fragmento aumenta (Michalski *et al*. 2007), refletindo o decréscimo da biomassa com a diminuição do tamanho do fragmento florestal. Com isso, a fragmentação florestal leva, em última instância, ao colapso da biomassa (*i.e.* a perda significativa de biomassa *sensu* Laurance 1997) nos remanescentes de florestas tropicais.

Apesar de uma ampla gama de estudos já terem apontado os efeitos negativos da fragmentação florestal na simplificação estrutural e funcional da vegetação (Laurence *et al.* 2006; Oliveira *et al*. 2008, Santos *et al*. 2008, Santos *et al*. 2012, Tabarelli *et al*. 2008, Tabarelli *et al*. 2012; Pütz *et al*. 2011) ainda existem grandes lacunas de conhecimento sobre os padrões e processos de perda da biomassa em florestas Neotropicais (e.g. Laurance *et al*. 1997; Dantas de Paula *et al*. 2011). A magnitude do colapso de biomassa em florestas neotropicais, por exemplo, ainda é um tema a ser explorado. Outro ponto a ser esclarecido é como o contexto da paisagem influencia o processo de sucessão retrógrada e na perda de biomassa.

Alguns estudos apontam que a quantidade de cobertura vegetal da paisagem (Oliveira *et al*. 2008, Santos *et al*. 2008), a quantidade de bordas (Laurance *et al.* 2006) e o tipo de matriz adjacente ao fragmento (Nascimento *et al*. 2006) podem influenciar a estrutura e composição da comunidade. A quantidade de cobertura vegetal na paisagem pode reduzir os efeitos das alterações microclimáticas causados pelo efeito de borda, assim como pode aumentar o fluxo de propágulos para o fragmento florestal. Entretanto, a taxa de imigração de espécies parece ser afetada em altos níveis de perda de habitat devido à baixa conectividade e grande isolamento entre os remanescentes florestais (Pardini *et al*. 2010). Bordas múltiplas intensificam o efeito de borda devido ao efeito aditivo causado pela presença de mais uma borda (Malcom 1994). Já o tipo de matriz pode tanto amenizar como intensificar o efeito da borda podendo, por exemplo, favorecer o recrutamento de espécies pioneiras (Nascimento *et al*. 2006).

Modelos conceituais sugerem que a contínua modificação das paisagens naturais pelo homem leva, após atingir determinado limiar de distúrbio, a um estado degradado das florestas (Melo *et al*. 2013). Neste estado degradado, a paisagem apresenta baixa cobertura vegetal, pouca conectividade estrutural, os habitats são fortemente influenciados pelo efeito de borda e há uma baixa provisão de serviços ecossistêmicos. Considerando-se o atual cenário observado na Floresta Atlântica, onde a perda de pelo menos 84% da vegetação natural resultou em paisagens dominadas por pequenas manchas florestais (<50 ha), isoladas entre si e distantes de grandes remanescentes florestais (Ribeiro *et al*. 2009), é razoável predizer que em algumas regiões esse estado de degradação tenha sido atingido. Seguindo a mesma trajetória da Floresta Atlântica, outras florestas neotropicais estão sendo fragmentadas e perdendo hábitat levando a paisagens formadas por mosaicos constituídos por pequenos fragmentos florestais (Tabarelli *et al*. 2004). Entre 1980 e 1995, cerca de 10% da área total das florestas neotropicais foram desmatadas (Rainforest-Alliance 2014). Atualmente, as perdas anuais destas florestas somam pelo menos 13 milhões de acres (Rainforest-Alliance 2014). Tendo em vista este contexto alarmante, este projeto objetiva descrever os padrões de perda de biomassa em florestas Neotropicais e os promotores (do inglês “drivers”) da mudança funcional da comunidade vegetal e de perda de biomassa na Mata Atlântica.

Justificativa da proposta

A crescente expansão das fronteiras agrícolas e pecuárias tem elevado as taxas de desmatamento nas regiões tropicais (IPCC 2007). A conversão da biomassa vegetal associada ao desmatamento das florestas é responsável por cerca de 25% da emissão de dióxido de carbono no globo terrestre (IPCC 2007, Le Toan *et al*. 2011). Isoladamente, o desmatamento das florestas tropicais contribui com mais de 98% das emissões de carbono geradas por mudanças do uso da terra (IPCC 2007).

Além das consequências diretas do desmatamento das florestas sobre a emissão de dióxido de carbono outros efeitos levam a redução dos estoques de carbono. Por exemplo, a perda de estoque de carbono devido à degradação de florestas pelas atividades humanas foi maior (57%) do que a perda pelo desmatamento (43%) em florestas da África (Gaston *et al*. 1998). Laurance e colaboradores (1997) já alertavam que a perda de biomassa devido ao efeito de borda em paisagens antropizadas poderia ser uma fonte maior de emissões de gases de efeito estufa do que pela perda de hábitat em si. Como a biomassa vegetal em florestas é o maior repositório de carbono na vegetação, quantificar as mudanças deste estoque é imprescindível para se compreender como as mudanças no uso da terra afetam as emissões de carbono (Le Toan *et al*. 2011). Desta forma, dimensionar aa perda de biomassa em florestas neotropicais associada ao efeito de borda, e como isso varia dependendo do tipo florestal é um importante instrumento para subsidiar as estimativas de emissões de carbono. Adicionalmente, determinar os promotores da configuração espacial e temporal do colapso da biomassa é essencial para o manejo e conservação de paisagens antropizadas, assim como para nortear as diretrizes de políticas públicas que visem à preservação de serviços ecossistêmicos.

Capítulo 1. Impacto do efeito de borda na biomassa em florestas neotropicais

## Neste capítulo avaliaremos qual é a magnitude do efeito de borda no colapso de biomassa em fragmentos de florestas neotropicais. As florestas neotropicais apresentam diferentes fitofisionomias caracterizadas por suas distintas composições florísticas e relacionadas aos fatores edáficos e às condições climáticas do local (Richards 1998). Neste contexto, é razoável supor que a severidade do efeito de borda possa diferir entre essas fitofisionomias. Com isso, também iremos investigar se a magnitude do impacto do efeito de borda na biomassa vegetal difere quanto ao tipo de fitofisionomia observada.

## Material e métodos

Para avaliarmos o impacto do efeito de borda na perda de biomassa em florestas neotropicais realizaremos uma revisão sistematizada da literatura (Pullin & Stewart 2006). A busca de artigos será feita na plataforma de pesquisa ISI Web of Knowledge utilizando-se palavras-chaves como “fragmentation” ou “edge effect” em conjunto com as palavras “biomass” ou “carbon stock”, por exemplo. As palavras-chaves e expressões finais serão definidas ao longo do processo de busca dos manuscritos para contemplarem, de preferência, todos os artigos relevantes sobre os efeitos da fragmentação na biomassa da comunidade vegetal. As buscas abrangerão estudos realizados na região neotropical, entretanto a busca pode ser expandida a fim de satisfazer o tamanho amostral para a meta-análise. Alguns critérios serão seguidos para a inclusão dos artigos, como estudos que tenham feito estimativas da biomassa amostrando a borda e interior do fragmento florestal ou através de parcelas dispostas da borda em direção ao interior do fragmento e a descrição do tipo de vegetação da área.

## Análise dos dados

Os artigos selecionados através da revisão sistematizada da literatura serão utilizados para a síntese quantitativa através do uso de técnicas estatísticas de meta-análise (Borenstein *et al*. 2009). Para avaliar a magnitude do efeito de borda sobre a biomassa vegetal estimaremos o tamanho do efeito de cada estudo. Como os estudos apresentam tanto variáveis contínuas (distância da borda) como categóricas (borda X interior) para avaliar o efeito de borda sobre a biomassa utilizaremos duas abordagens para calcular o tamanho do efeito a depender de cada caso. Em estudos com a variável preditora contínua utilizaremos o valor do coeficiente de correlação de cada modelo linear entre distância da borda e biomassa acima do solo para a estimativa do tamanho do efeito e sua variância pela métrica de Fisher’s *z* (Borenstein *et al*. 2009)*.* Para trabalhos com desenho experimental em blocos (interior X borda) usaremos a média e a variância da biomassa acima do solo por parcela para a estimativa do tamanho do efeito e sua variância pela métrica *d* (Borenstein *et al*. 2009). Converteremos os valores de Fisher’s *z* para *d* para incluir todos os estudos como amostras. A partir do tamanho de efeito de cada estudo calcularemos o intervalo de confiança de 95% do efeito global da presença da borda sobre a biomassa utilizando a abordagem de modelos de efeitos randômicos (Borenstein *et al*. 2009). O tamanho do efeito é considerado significativo se o intervalo de confiança não sobrepor a zero. Para avaliar se a magnitude do efeito de borda sobre a biomassa depende do tipo de fitofisionomia usaremos o parâmetro do tamanho do efeito calculado anteriormente para cada estudo. A sumarização do efeito para cada fitofisionomia será pela construção do intervalo de confiança de 95% através dos modelos de efeito misto (Borenstein *et al*. 2009).

Capítulo 2. Fatores promotores da perda de biomassa em fragmentos florestais da Mata Atlântica

## Neste capítulo investigaremos qual a configuração espacial e temporal da paisagem que promove o colapso da biomassa da vegetação em fragmentos florestais da Mata Atlântica. Nossas hipóteses são de que (1) a proximidade da borda afeta negativamente a biomassa da vegetação, (2) a influência de múltiplas bordas afeta negativamente a intensidade da perda de biomassa da vegetação, (3) abaixo de um limiar de cobertura vegetal da paisagem a biomassa vegetal no fragmento florestal é reduzida drasticamente, (4) quanto maior a cobertura na paisagem de uma matriz contrastante com o fragmento, em termos de estrutura, maior será a redução da biomassa no fragmento florestal e (5) a perda de biomassa é mais acentuada em áreas recentemente fragmentadas e a quantidade de biomassa se estabiliza ao longo tempo;

## Material e métodos

Para determinarmos como a configuração da paisagem que promove a perda de biomassa utilizaremos dados secundários da literatura para compor as variáveis respostas do nosso estudo. Os dados secundários serão obtidos através de uma extensiva busca na literatura de estudos fitossociológicos e de estrutura da comunidade vegetal, incluindo artigos, monografias, dissertações e teses ao bando de dados. Este levantamento complementa uma lista prévia que contempla trabalhos do bioma Mata Atlântica da região sul e sudeste do Brasil divulgados até 2010 (Oliveira-Filho 2010). Com isso, expandiremos este banco de dados secundários para trabalhos publicados ou divulgados até o ano de 2013 e incluiremos a região nordeste no banco de dados. O levantamento dos estudos está sendo realizado em parceria com outro projeto conduzido pelo pós-doutorando Renato Lima, com supervisão do Dr. Paulo Inácio Prado e apoio da FAPESP (<http://www.bv.fapesp.br/pt/bolsas/145695/o-papel-da-diversidade-funcional-na-estruturacao-de-comunidades-arboreas-tropicais-uma-abordagem-bas/>).

As buscas estão sendo realizadas no ISI Web of Knowledge e no Google Acadêmico, este último incluído para introduzir monografias, dissertações e teses nas buscas. A literatura cinza foi incluída a fim de ampliarmos a captura de trabalhos com a lista completa das espécies coletadas, dados usualmente suprimidos de artigos científicos. As palavras-chaves utilizadas são: “fitossociologia” ou “phytosociologic”; “forest” e “trees” e ”structure”; “floresta” e “arbóreo” e “estrutura”; “forest” e “tree” e “composition”. No Google Acadêmico analisamos os 100 primeiros trabalhos que aparecem ao realizarmos a busca para a seleção dos estudos que adentrarão no banco de dados. Estipulamos este limite para otimizarmos as buscas, pois geralmente após este número os trabalhos capturados são pouco correlatos com o tema de interesse. Dentre esta lista selecionamos os estudos que apresentem as seguintes informações: número de indivíduos da espécie ou sua abundância relativa, área basal da espécie, tipo de vegetação amostrada, área (ha) amostrada, localização e coordenadas geográficas do ponto de amostragem, área (ha) do local do estudo, data de realização do estudo.

A partir da localização da parcela presente no fragmento florestal amostrado utilizaremos imagens de satélite do mesmo período em que o estudo foi desenvolvido para a estimativa de parâmetros da paisagem em torno da parcela. Utilizaremos o repositório de imagens de sensoriamento remoto do Brasil do INPE para obtenção das imagens (disponível em <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>). Uma área de influência a partir da localização do ponto amostrado será determinado, configurando assim a dimensão da paisagem. A extensão deste buffer será determinada após uma análise exploratória preliminar testando diferentes distâncias e verificando qual a melhor escala para a caracterização da paisagem de estudo.

Para determinar o impacto do efeito de borda sobre a biomassa em remanescentes de Mata Atlântica utilizaremos duas variáveis respostas, a somatória da área basal total das espécies do ponto amostrado e a média da densidade da madeira de cada espécie por parcela. As duas variáveis são linearmente relacionadas com biomassa (Baker *et al*. 2004) e por isso serão utilizadas como proxy da biomassa acima do solo. Utilizaremos as estimativas de densidade da madeira do banco de dados global de Chave *et al*. (2009) e Zane *et al*. (2009) e de publicações locais.

As variáveis explanatórias serão baseadas nas relações entre o ponto de amostragem e a cobertura vegetal da paisagem (porcentagem de cobertura vegetal), a borda do fragmento (distância da borda mais próxima e índice de bordas múltiplas), o tipo de matriz dominante na paisagem (proporção da área ocupada pela matriz) e o tempo de fragmentação. O índice de bordas múltiplas será desenvolvido pesando a influência de cada pixel de borda do fragmento em relação à distância do ponto amostrado. Com relação à matriz dominante da paisagem, testaremos a influência de três tipos que diferem quanto ao grau de similaridade estrutural em relação ao fragmento florestal, sendo eles áreas de agrofloresta, silvicultura e pastagens. Por fim, estimaremos o tempo de fragmentação através dos mapas produzidos e disponibilizados pela SOS Mata Atlântica & INPE (<http://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/>) que monitoram a Floresta Atlântica desde 1985 divulgando estes mapas em períodos de até cinco anos (SOS Mata Atlântica & INPE 1993, 2000, 2008, 2013). Com isso, o tempo de fragmentação será estimado cruzando-se a cronosequência destes mapas com a imagem do ano do levantamento do estudo e será representado em classes temporais.

## Análise dos dados

Modelos lineares generalizados (GLM) serão utilizados para inferir o efeito das variáveis da configuração espacial (distância da borda mais próxima e índice de bordas múltiplas, porcentagem de cobertura vegetal, proporção da área ocupada pela matriz) e temporal (classes do tempo de fragmentação) sobre a área basal e a densidade de madeira.

## Resultados esperados

De acordo com cada hipótese formulada espera-se que (1) quanto menor a distância da borda mais próxima menor a densidade de madeira e a área basal a vegetação, (2) a área basal e da densidade de madeira da vegetação declinam à medida que o índice de bordas múltiplas aumenta, (3) em níveis intermediários de cobertura vegetal na paisagem a área basal e a densidade de madeira declinam e de forma não-linear, (4) a área basal e a densidade de madeira declinam com o incremento da porcentagem de cobertura na paisagem de áreas de matriz de silvicultura e pastagens, sendo que para matrizes agroflorestais este efeito é menor e (5) a densidade da madeira e a área basal da vegetação declinam de forma não-linear; nas classes iniciais de tempo de fragmentação ocorre o severo declínio da densidade de madeira e na área basal da vegetação e estes parâmetros se estabilizam nas classes mais avançadas de tempo de fragmentação.

Capítulo 3. Fragmentação florestal leva a homogeneização da vegetação na Floresta Atlântica?

## Neste capítulo investigaremos qual a trajetória da mudança da composição da vegetação com a perda de biomassa ao longo do processo de fragmentação florestal. Hipotetizamos que a fragmentação da floresta leva ao longo do tempo ao colapso de biomassa pela mudança da composição da vegetação em que o aumento de pioneiras e o declínio de espécies típicas de estágios sucessionais avançados ocorrem de forma não-linear.

## Material e Métodos

Utilizaremos o banco de dados secundários descritos na seção “Material e Métodos” do capítulo anterior (“Fatores condutores da perda de biomassa em fragmentos florestais da Mata Atlântica”). Extrairemos dos estudos selecionados a lista de espécies e o número de indivíduos amostrados. A partir da lista de espécies de cada trabalho classificaremos as espécies em tipos funcionais de plantas, seguindo a abordagem utilizada em outros estudos (e.g. Groeneveld *et al*. 2009; Santos *et al.* 2008). Os tipos funcionais se baseiam na estratégia de regeneração, classificando as espécies em tolerantes ao sombreamento (regeneração no sub-bosque densamente sombreado de florestas maduras), tolerantes intermediárias ao sombreamento (regeneram em clareiras e sub-bosque com níveis intermediários de sombreamento) e intolerantes a sombreamento (regeneram em clareiras, bordas de fragmentos e áreas abertas com grande incidência luminosa) (Groeneveld *et al*. 2009). Também utilizaremos as variáveis proxy de biomassa (área basal e densidade de madeira) e o tempo de fragmentação explicados no capítulo anterior (“Fatores condutores da perda de biomassa em fragmentos florestais da Mata Atlântica”). Com isso, analisaremos a trajetória da quantidade de biomassa para cada tipo de grupo funcional com o tempo de formação do fragmento florestal. Assim, nossa variável resposta será a área basal total e a densidade média da madeira por grupo funcional (plantas tolerantes ao sombreamento, tolerantes intermediárias ao sombreamento e intolerantes a sombreamento) no ponto amostrado do remanescente florestal. Nossa variável preditora será o tempo de fragmentação.

## Análise dos dados

Utilizaremos a abordagem de modelos lineares generalizados (GLM) para investigar como o tempo de fragmentação afeta a biomassa dos grupos funcionais no fragmento florestal.

## Resultados esperados

Espera-se que a área basal e a densidade de madeira das plantas intolerantes ao sombreamento aumente e a das tolerantes ao sombreamento declinem de forma não-linear ao longo do tempo de fragmentação. A área basal e a densidade de madeira das espécies tolerantes intermediárias ao sombreamento declinam de forma menos abrupta que as tolerantes ao sombreamento com o aumento do tempo de fragmentação.

Plano de trabalho e cronograma

A candidata ingressou no programa de doutorado em novembro de 2012 e até o presente momento já cumpriu todos os créditos em disciplinas e o estágio docência que é quesito obrigatório para bolsistas CAPES. Como comentado na seção de “Material e Métodos”, o levantamento dos estudos fitossociológicos e de estrutura da comunidade vegetal já estão sendo realizados e a previsão da sua conclusão é em março de 2014.

O projeto atual já foi discutido na primeira reunião do comitê de acompanhamento do doutorado da candidata, realizada em outubro de 2013. O comitê de acompanhamento é uma atividade obrigatória do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da USP em que reuniões periódicas ao longo do doutorado são realizadas para o planejamento e execução do projeto. O comitê da candidata é composto por pesquisadores de reconhecida competência e domínio dos temas de ecologia de paisagens, fragmentação florestal e funcionamento de florestas tropicais para que seja dado total suporte para a execução do projeto, são eles: Dr. Alexandre Adalardo de Oliveira (orientador), Dr. Jean Paul Metzger (co-orientador), Dr. Marcelo Tabarelli e Dr. Milton Ribeiro. Para o estágio no exterior, a candidata pretende realizar com o Dr. William Laurance da Universidade de James Cook, Cairns, Austrália. Dr. William Laurance é um dos maiores pesquisadores sobre os impactos da fragmentação florestal do mundo, incluindo o colapso de biomassa em florestas tropicais, e já foi colaborador do orientador da candidata. A candidata já contatou o Dr. Laurance que confirmou o interesse em recebê-la e colaborar no projeto.

Cronograma de atividades ao longo do período de doutorado

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| **Ano**  | **Atividades** | **J** | **F** | **M** | **A** | **M** | **J** | **J** | **A** | **S** | **O** | **N** | **D** |
| **2012** | Ingresso |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |   |  |
| Obtenção de créditos |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |
| **2013** | Obtenção de créditos |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |
| Levantamento de estudos fitossociológicos |  |  |  |  |  |  |  |  |   |   |   |   |
| 1° Reunião comitê de acompanhamento |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |
| **2014** | Levantamento de estudos fitossociológicos |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |
| Revisão sistematizada |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |
| 2° Reunião comitê de acompanhamento |  |  |  |   |  |  |  |  |  |  |  |  |
| Coleta dos dados secundários - 2° capítulo |  |  |  |   |   |   |   |  |  |  |  |  |
| Meta-análise |  |  |  |  |   |   |   |   |  |  |  |  |
| Redação artigo meta-análise |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |
| **2015** | Seleção dos estudos -2° capítulo |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |
| Obtenção e manipulação das imagens |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |  |  |
| Qualificação |  |   |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| 3° Reunião comitê de acompanhamento |  |  |  |   |  |  |  |  |  |  |  |  |
| Classificação das espécies em grupos funcionais |  |  |  |   |   |   |  |  |  |  |  |  |
| Estágio/Doutorado no exterior |  |  |  |  |   |   |   |   |   |   |   |   |
| Análise dos dados 2° capítulo |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |
| **2016** | Estágio/Doutorado no exterior |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |
| Redação 2° capítulo (formato de artigo) |   |   |   |   |   |   |  |  |  |  |  |  |
| Redação tese |  |  |  |  |  |  |   |   |   |   |  |  |
| Depósito da tese |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |

Referências bibliográficas

Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S. Arroyo, L., Di Fiore, A., Erwin, T., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Monteagudo, A., Neill, D.A.,Vargas, P.N., Pitman, N.C.A., Silva, N.M., Martínez, R.V. 2004. Increasing biomass in Amazonian forest plots. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, 359: 353–365.

Borenstein, M., Hedges, L.V., Higgins, J.P.T, Rothstein, H.R. 2009. Introduction to meta-analysis. Jon Wiley & Sons Ltd., Chichester, 413 pgs.

Chave, J., Coomes, D.A., Jansen, S., Lewis, S.L., Swenson, N.G., Zanne, A.E. 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters,** 12(4): 351-366.

Dantas de Paula, M., Costa, C.P.A., Tabarelli, M. 2011. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, 4(3):349-358.

DeWalt, S. & Chave, J. 2004. Structure and biomass of four lowland neotropical forests. **Biotropica**, 36(1): 7-19.

Didham, R.K., Lawton, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, 31(1): 17-30.

Fahrig, E.. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, 34: 487-515.

Ferreira, L.V., Laurance, W.F. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. **Conservation Biology**, 11(3): 797-801.

Gaston, G., Brown, S., Lorenzini, M., Singh, K. 1998. State and change in carbon pools in the forests of tropical Africa. **Global Change Biology**, 4: 97-114.

Gehlhausen, S.M., Schwartz, M.W., Augspurger, C.K. 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. **Plant Ecology**, 147: 21–35.

Groeneveld, J., Alves, L.A., Bernacci, L.C., Catharino, E.L.M., Knogge, C., Metzger, J.P., Pütz, S., Huth, A. 2009. The impact of fragmentation and density regulation on forest sucession in the Atlantic rain forest. **Ecological Modelling**, 220: 2450-2459.

IPCC. 2007. *In* S. Solomon, D. Qin, M. Marquis, K. B. Averyt, & M. Tignor (Eds.), **Climate Change 2007: The physical basis. Working group I contribution to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. Cambridge, UK and New York, USA: Cambridge University Press, 996 pp.

Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, 5(2): 173-185.

Laurance, W., Nascimento, H., Laurance, S.G., Andrade, A., Fearnside, P.M., Ribeiro, J.E.L., Capretz, R.L. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of sucessional trees. **Ecology**, 87(2): 469-482.

Laurance, W.F, Delamônica, P., Laurance, S.G, Vasconcelos, H.E., Lovejoy, T.E. 2000. Rainforest fragmentation kill big trees. **Nature**, 404(20): 836.

Laurance, W.F, Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M., Gascon, C., Lovejoy, T.E. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. **Science**, 278: 1117-1118.

Laurance, W.F., Camargo, J.L.C., Luizão, R.C.C., Laurance, S.G., Pimm, S.L., Bruna, E.M., Stouffer, P.C., Williamson, G.B., Benítez-Malvido, J., Vasconcelos, H.L., Van Houtan, K.S., Zartman, C.E., Boyle, S.A., Didham, R.K., Andrade, A., Lovejoy, T.E. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, 144: 56-67.

Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-Demerona, J., Laurance. S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. **Ecology**,79(6): 2032–2040.

Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gacon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E. 2002. Ecossystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, 16(3): 605-618.

Le Toan, T., Quegan, S., Davidson, M.W.J., Balzter, H., Paillou, P., Papathanassiou, K., Plummer, S., Rocca, F., Saatchi, S., Shugart, H., Ulander, L. 2011. The BIOMASS mission: Mapping global forest biomass to better understand the terrestrial carbon cycle. **Remote sensing of Environment**, 115: 2850-2860.

Lindner, A. 2010. Biomass storage and stand structure in a conservation unit in the Atlantic Rainforest—The role of big trees. **Ecological Engineering**, 36: 1769–1773.

Lôbo, D., Leão, T., Melo, F., Santos, A.M.M., Tabarelli, M. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, 17: 287–296.

Malcom, J.R. 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. **Ecology**, 75(8): 2438-2445.

Melo, F., Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Martínez-Ramos, M. & Tabarelli, M. 2013. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology and Evolution**, 28(8): 462-468.

Mesquita, R.C.G., Delamônica, P., Laurance, W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, 99: 129-134.

Michalski, F., Nishi, I., Peres, C.A. 2007. Disturbance-mediated drift in tree functional groups in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, 39(6): 691-701.

Nascimento, H.E. & Laurance, W.F. 2004. Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. **Ecological Applications**, 14(4): 127–138.

Nascimento, H.E., Andrade, A.C.S., Camargo, J.L.C, Laurance, W.F., Laurance, S.G., Ribeiro, J.E. 2006. Effects of the surrounding matrix on tree recruitment in Amazonian forest fragments. **Conservation Biology**, 20(3): 853–860.

Oliveira-Filho, A.T. 2010. **TreeAtlan 2.0, Flora arbórea da América do Sul cisandina tropical e subtropical: Um banco de dados envolvendo biogeografia, diversidade e conservação**. Universidade Federal de Minas Gerais. Disponível em: http://www.icb.ufmg.br/treeatlan/.

Oliveira, M.A., Santos, A.M.M., Tabarelli, M. 2008. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Mangement**, 256: 1910-1917.

Pardini R., Bueno A.D.A., Gardner T.A., Prado, P.I., Metzger, J.P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE,** 5(10): e13666.

Prevedello, J.A., Vieira, M.V. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, 19:1205-1223.

Pullin, A. & Stewart, G.B. 2006. Guidelines for systematic review in conservation and environmental management. **Conservation Biology**, 20(6): 1647-1656.

Pütz, S., Groeneveld, J., Alves, L.F., Metzger, J., Huth, A. 2011. Fragmentation drives tropical forests fragments to early successional states: a modeling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, 222: 1986-1997.

Rainforest-Alliance. 2014. Acesso em: 06 de fevereiro de 2014. Disponível em: http://www.rainforest-alliance.org/adopt/conservation#rainforests.

Ribeiro, M.; Metzger, J.; Martensen, A.; 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.

Richards, P.W. 1998. **The tropical rain forest**. Second ed., Cambridge, UK. Cambridge Press, 575 pp.

Rolim, S.G., Jesus, R.M., Nascimento, H.E.M., Couto, H.T.Z., Chambers, J.Q. 2005. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. **Oecologia**, 142: 238–246.

Santos, B.A., Peres, C.A., Oliveira, M.A., Grillo, A., Alves-Costa, C.P., Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, 141: 249-260.

Santos, G.G.E., Santos, B.A., Nascimento, H.E, Tabarelli, M. 2012. Contrasting demographic structure of short- and long-lived pioneer tree species on Amazonian forest edges. **Biotropica**, 44(6): 771-778.

SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1993. Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1985–1990. São Paulo.

SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2000. Atlas dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica. São Paulo.

SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2008. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2000 a 2005. São Paulo.

SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2013. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2011-2012. São Paulo.

Stephenson, N. L., Das, A.J., Condit, R., Russo, S. E., Baker, P. J., Beckman, N. G., Coomes, D. A., Lines, E. R., Morris, W. K., Rüger, N., Álvarez, E., Blundo, C., Bunyavejchewin, S., Chuyong, G., Davies, S. J., Duque, Á., Ewango, C. N., Flores, O., Franklin, J. F., Grau, H.R., Hao, Z., Harmon, M. E., Hubbell, S. P., Kenfack, D., Lin, Y., Makana, J.-R., Malizia, A., Malizia, L. R., Pabst, R. J., Pongpattananurak, N., Su, S.-H., Sun, I-F., Tan, S., Thomas, D., van Mantgem, P. J., Wang, X., Wiser, S. K., Zavala, M. A. 2014. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. **Nature**, *online first*, doi:10.1038/nature12914.

Tabarelli, M., Lopes, A.V., Peres, C.A. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, 40(6): 657–661.

Tabarelli, M., Silva, J.M.C., Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, 13: 1419–1425.

Tabarelli, M., Peres, C.A., Melo, F.P.L. 2012. The “few winners and many losers” paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, 155: 136-140.

Williams-Linera, G. 1990. Vegetation Structure and Environmental Conditions of Forest Edges in Panama. **Journal of Ecology**, 78(2): 356-373.

Zanne, A.E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D.A., Ilic, .J, Jansen, S., Lewis, S.L., Miller, R.B., Swenson, N.G., Wiemann, M.C., Chave, J. 2009. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. In *Dryad Digital Repository,* doi:10.5061/dryad.234.