Karine Machado Costa

**O estoque de carbono na vegetação e no
solo em fragmentos florestais de paisagens
tropicais**

**Vegetation and soil carbon stocks in forest
fragments of tropical landscapes**

São Paulo

2015

Karine Machado Costa

O estoque de carbono na vegetação e no solo
de fragmentos florestais em paisagens
tropicais

Vegetation and soil carbon stocks of forest
fragments in tropical landscapes

VERSÃO CORRIGIDA

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São
Paulo, para a obtenção de Título de
Mestre em Ciências, na Área de
Ecologia.

Orientador: Jean Paul Walter Metzger

São Paulo

2015

Ficha Catalográfica

Machado Costa, Karine

O estoque de carbono na vegetação e
no solo de fragmentos florestais em
paisagens tropicais fragmentadas
66 páginas

Dissertação (Mestrado) - Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo.
Departamento de Ecologia.

1. Efeitos de borda 2. Estrutura da
paisagem 3. Serviços Ecossistêmicos I.
Universidade de São Paulo. Instituto de
Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof. Dr. Jean Paul W. Metzger
Orientador

Dedicatória

À Teresinha, Luis Carlos e Rafael, que
sempre estiveram comigo.

Epígrafe

“Utopía está en el horizonte.

Me acerco dos pasos, ella se aleja dos pasos.

Camino diez pasos y el horizonte se corre diez pasos más allá.

Por mucho que yo camine, nunca la alcanzaré.

¿Para que sirve la utopía?

Para eso sirve: para caminar.”

Eduardo Galeano (“¿Para que sirve la utopía?”)

Agradecimentos

Nos últimos 28 meses e nos quase três anos desde que cheguei em São Paulo, estou cada vez mais certa de que tenho muita sorte por sempre encontrar pessoas tão maravilhosas no meu caminho! Por isso, a palavra que eu mais quero escrever depois de concluir essa dissertação é *Obrigada!*

Ao meu orientador Prof. Dr. Jean Paul Metzger, por ter aberto as portas desse incrível ambiente de trabalho que tem sido o LEPaC, pela orientação e pela paciência! Aos membros do meu Comitê de Acompanhamento, Simone Vieira e Rozely dos Santos, por toda a ajuda teórica durante o mestrado! Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, que muito contribuíram com a minha formação. À CAPES e à FAPESP pelo financiamento.

A todos que dedicaram seu tempo para me ajudar em campo: Ana Clara, Caçula, Cata, Chico, Gustavo, Isa, Karyne Maurmman, Nati, Nulo e Vitor. Obrigada ao meu ajudante oficial de campo, Seu Cido, e aos proprietários das áreas! Ao Wellington e à vera por terem resolvido tantos perrengues tecnológicos e burocráticos e por serem tão prestativo!

Um obrigada especial ao Time do Carbono, por tanto companheirismo e bom humor! Chico e Isa, vocês foram fundamentais pra realização desse Mestrado e, principalmente, foi MUITO divertido trabalhar com vocês! Ao Chico, à Isa, à Lari e ao Vinícius, que me ajudaram na finalização da dissertação.

Quero agradecer também às outras pessoas maravilhosas, que não necessariamente ajudaram com a dissertação, mas contribuíram para que isso fosse possível.

Obrigada à Thaís, que mesmo sem me conhecer, abriu as portas da sua casa e me acolheu tão bem, quando cheguei pela primeira vez em São Paulo, vinda daquelas bandas do Sul! Obrigada à Thaís e à Isa por terem me recebido como estagiária nos seus projetos e por terem virado amigas muito queridas!

Obrigada a todos os colegas de laboratório e do Departamento de Ecologia, que se tornaram amigos muito queridos e fizeram do LEPaC uma das minhas casas. Adrian, Alê Igari, Amanda, Danielle, Camila, Camila Castilho, Chico, Feli, Fernanda, Greet, Isa, Jaime, Juarez, Julia, Leandro, Lari, Liz, Mel, Nati, Paula, Rodolfo, Thaís, Vivian, Vitor, **MUITO OBRIGADA** pelas ajudas teóricas e práticas, pelo companheirismo e por compartilharem tanta alegria!

Gratidão aos outros grandes amigos que fiz em São Paulo (além dos do LEPaC). Não vou citar nomes, mas vocês sabem o quanto são importantes nisso tudo. Vocês fazem com que essa grande cidade seja muito acolhedora!

Um agradecimento especial ao Meg (Vinícius), pela ajuda com o R, por todas as conversas sobre análises de dados, pelo suporte na minha rotina pouco cheia, pela paciência, por ter sido meu porto seguro nos últimos meses e por sempre me fazer sorrir... Enfim, obrigada por ser o incrível companheiro e, acima de tudo, o grande amigo que tu és.

Obrigada à minha grande família (e aqui incluo os amigos também) do Rio Grande Sul, com a qual, compartilhando genes ou não, eu compartilho meu coração e muitas saudades! Obrigada ao grande amigo Prof. Dr. Andreas Kindel, que um dia perguntou qual era meu sonho.

Finalmente, agradeço a quem fez com que toda essa história fosse possível. Muito obrigada aos meus pais e ao meu irmão, por terem encarado me acompanhar na jornada da vida! Por me apoiarem nos meus sonhos, mesmo que para segui-los eu precise ficar longe. Obrigada por acreditarem em mim e por me fazerem acreditar em mim!

Enfim, meu “**MUITO OBRIGADA!**” a todos que, só por se fazerem presentes na minha vida (mesmo que à distância) contribuíram com a realização deste trabalho!

Índice

1.	Introdução	1
1.1.	<i>Formação e interdependência dos estoques de carbono</i>	<i>2</i>
1.2.	<i>Efeitos das mudanças na paisagem sobre os estoques de carbono</i>	<i>3</i>
1.3.	<i>Fatores que afetam o estoque de carbono na vegetação</i>	<i>3</i>
1.4.	<i>Fatores que afetam o estoque de carbono no solo</i>	<i>6</i>
2.	Objetivos	8
3.	Materiais e Métodos	9
3.1.	<i>Região de estudo</i>	<i>9</i>
3.2.	<i>Seleção das áreas amostrais</i>	<i>10</i>
3.3.	<i>Variáveis explanatórias</i>	<i>11</i>
3.4.	<i>Quantificação dos estoques de carbono</i>	<i>12</i>
3.5.	<i>Análises estatísticas</i>	<i>13</i>
4.	Resultados	16
4.1.	<i>Estoques de carbono</i>	<i>16</i>
4.2.	<i>Efeito de borda, idade do fragmento e efeito da matriz sobre os estoques de carbono (hipóteses i a iii)</i>	<i>17</i>
4.3.	<i>Efeito da declividade e do uso do solo no Carbono no solo (hipóteses iv e v)</i>	<i>22</i>
5.	5. Discussão	24
5.1.	<i>A paisagem e o estoque de carbono na vegetação</i>	<i>25</i>
5.2.	<i>A paisagem e o estoque de carbono no solo</i>	<i>29</i>
5.3.	<i>Implicações</i>	<i>33</i>
6.	Conclusões	36
7.	Resumo	38
8.	<i>Abstract</i>	<i>40</i>
9.	Referências Bibliográficas	42
10.	Apêndices	53

1. Introdução

O ambiente pode ser entendido como uma *paisagem*, definida como uma “área heterogênea composta por conjuntos interativos de ecossistemas” (Forman & Godron, 1986). Essa heterogeneidade está relacionada a pelo menos um fator, segundo um observador e em alguma escala de observação (Metzger, 2001). A heterogeneidade espacial do ambiente interage mutuamente com os processos ecológicos (Turner, 2005). A estrutura da paisagem, isto é, sua composição e sua configuração, resulta de fatores abióticos (i.e., clima, solo), de interações bióticas, de dinâmicas de distúrbio e sucessão e do uso antrópico da terra (Turner *et al.*, 2001). Sua estrutura também pode afetar indivíduos, processos e funções ecossistêmicas, e assim, pode alterar a capacidade dos habitats naturais prestarem serviços que possibilitam condições, processos e recursos necessários à sobrevivência das sociedades humanas (Daily *et al.*, 1997; Turner *et al.*, 2012).

Os serviços prestados pelos habitats são conhecidos como serviços ecossistêmicos (SE). Dentre suas inúmeras definições (Hermann *et al.*, 2011; Braat & de Groot, 2012), os SE podem ser entendidos como “a capacidade dos ecossistemas em prover benefícios e serviços que atendam, direta ou indiretamente, às necessidades humanas” (De Groot, 1992) ou como “as contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas ao bem-estar humano” (TEEB, 2010). Os SE podem ser classificados, segundo a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005), em quatro categorias: i. suporte (produtividade primária, ciclagem de nutrientes, formação do solo, dentre outros); ii. regulação (e.g. regulação climática, purificação da água, controle de pragas); iii. provisão (e.g. alimento, madeira, água); e iv. culturais (e.g. beleza cênica, recreação).

A capacidade da vegetação e do solo em remover carbono da atmosfera e assim regular a emissão de gases de efeito estufa (Schlesinger & Andrews, 2000; Smith *et al.*, 2013) é definida como um SE de regulação climática (De Groot *et al.*, 2010), pois atua na redução dos efeitos das mudanças climáticas (Chapin *et al.*, 2009). As florestas são o mais importante reservatório de carbono nos ecossistemas terrestres (Falkowski *et al.*, 2000). De fato, a soma do carbono estocado na biomassa viva e nos solos é três vezes maior do que o CO₂ presente na atmosfera (Falkowski *et al.*, 2000).

Globalmente, a vegetação e o solo das florestas armazenam 1146×10^9 toneladas de carbono, dos quais dois terços são armazenados pelo solo (Dixon *et al.*, 1994). Nesse contexto, as florestas tropicais são de grande importância, pois armazenam 59% do carbono global estocado na vegetação e 27% do total estocado no solo (Dixon *et al.*, 1994).

Diante da importância das florestas tropicais na retenção e fluxo do carbono, e diante do potencial da estrutura da paisagem afetar esse SE, esta dissertação procura explorar as relações entre paisagem e os estoques de carbono.

1.1. Formação e interdependência dos estoques de carbono

A formação do estoque de carbono na vegetação se dá pela absorção e fixação do CO₂ da atmosfera na biomassa. Posteriormente, parte dessa biomassa é depositada em forma de matéria orgânica (galhos, folhas e raízes) sobre ou abaixo do solo. Essa matéria orgânica permanece algum tempo no solo como matéria orgânica particulada (matéria orgânica não decomposta) e é posteriormente decomposta, sendo em parte incorporada pelo solo em forma de compostos intermediários ou sendo totalmente decomposta e devolvida como CO₂ para a atmosfera (Primavesi, 2002). Quando o processo de decomposição ocorre de forma lenta, o carbono é armazenado no solo por mais tempo em forma desses compostos intermediários, mas se a decomposição ocorre de forma rápida, o carbono permanece pouco tempo armazenado no solo e logo é perdido para a atmosfera (Primavesi, 2002). A velocidade da decomposição depende da constituição da matéria orgânica, que pode ser mais ou menos difícil de ser decomposta. Uma vez que as plantas absorvem elementos distintos, elas produzem matéria orgânica com variação nas suas composições e na dificuldade de decomposição. Os microorganismos decompositores dessa matéria orgânica produzem distintos compostos intermediários durante a decomposição e estão associados a diferentes tipos de vegetação (Primavesi, 2002). A estrutura do solo depende da textura do solo (quantidade de argila e areia presentes no solo), mas os compostos intermediários também possuem um importante papel aumentando a agregação do solo e, assim, reduzem a suscetibilidade à erosão (Feller & Beare, 1997; Primavesi, 2002). Existe, portanto, uma forte relação entre estoque de carbono no solo e a vegetação (Jobbágy & Jackson, 2000), pois a vegetação é a principal fonte de

matéria orgânica que é incorporada ao solo, além de protegê-lo da perda dessa matéria por erosão (Brown & Lugo, 1990; Yapp *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2013).

1.2. Efeitos das mudanças na paisagem sobre os estoques de carbono

As mudanças nas paisagens são causadas principalmente por alterações antrópicas do uso do solo (Turner *et al.*, 2001; Lindenmayer, 2006), em particular pela expansão da agricultura (Tilman *et al.*, 2011). Segundo a Avaliação Ecológica do Milênio (MEA, 2005), devido ao crescimento populacional e à demanda por SE, nos últimos 50 anos ocorreu a mais rápida e extensiva modificação antrópica dos ecossistemas e, por consequência, uma intensa degradação dos serviços ecossistêmicos. A conversão de áreas nativas para usos antrópicos da terra e a queima de combustíveis fósseis são os principais responsáveis pela emissão de gás carbônico (CO₂) para a atmosfera (Falkowski *et al.*, 2000; Watson *et al.*, 2000), prejudicando o serviço de regulação climática e contribuindo para o aquecimento global (Falkowski *et al.*, 2000; MEA, 2005). Entre 1990 e 2010, as emissões decorrentes destas mudanças do uso do solo foram responsáveis por 12% das emissões antrópicas de carbono (Friedlingstein *et al.*, 2010). Além disso, entre os anos 2000 e 2010, as emissões de carbono decorrentes do desmatamento representaram 10% da emissão por combustíveis fósseis no mesmo período (Achard *et al.*, 2014).

Atualmente, metade das áreas naturais já foi convertida ou, pelo menos, passou por modificações antrópicas (MEA, 2005). As florestas tropicais têm sido intensamente convertidas para usos antrópicos do solo. Nas últimas duas décadas, o desmatamento em florestas tropicais representou mais da metade do desmatamento global (65% na década de 1990 e 54% entre 2000 e 2010; Achard *et al.*, 2014). A taxa anual de desmatamento nas florestas tropicais é de cerca de 0,3% e estima-se que metade das florestas tropicais úmidas já possuíam menos de 50% da cobertura vegetal original em 2005 (Asner *et al.*, 2009). Na América do Sul, essa taxa de desmatamento é ainda maior, perfazendo 1,8% (Asner *et al.*, 2009).

1.3. Fatores que afetam o estoque de carbono na vegetação

Estima-se que o desmatamento das florestas tropicais tenha contribuído com mais de 60% das emissões globais por mudança de uso do solo entre 1990 e 2010 (Achard *et al.*, 2014). Entretanto, há divergências nas estimativas de emissões pelas florestas

tropicais (Houghton, 2005; 2012, 2013; van der Werf *et al.*, 2009; Pan *et al.*, 2011; Baccini *et al.*, 2012), principalmente devido a processos que causam degradação florestal e que não implicam na remoção da cobertura florestal. As principais causas desse tipo de degradação são a exploração intensiva dos recursos florestais (i.e. corte seletivo, coleta de madeira, agricultura itinerante (Nepstad *et al.*, 1999; Asner *et al.*, 2009) e os efeitos decorrentes da fragmentação, que acompanha o desmatamento.

A fragmentação tem como consequência a criação de fronteiras artificiais entre a floresta e outros usos do solo. Dessa forma, as áreas localizadas nas bordas dos fragmentos ficam mais expostas à influência do ambiente externo. Isso aumenta os fluxos de energia, matéria e organismos entre os ambientes adjacentes, resultando na criação de um gradiente abiótico de temperatura, umidade e luminosidade (Lovejoy *et al.*, 1986; Didham & Lawton, 1999; Sizer & Tanner, 1999; Ries *et al.*, 2004), além de um gradiente biótico em termos de distribuição de organismos (Ries *et al.*, 2004) entre borda e interior. Esse conjunto de alterações ecológicas que ocorrem entre borda e interior caracteriza os *efeitos de borda* (Ries *et al.*, 2004; Harper *et al.*, 2005). Os principais mecanismos alterados pelos efeitos de borda são a regeneração, crescimento, reprodução e mortalidade da vegetação (Harper *et al.*, 2005). A alta incidência de vento e o estresse hídrico causam a mortalidade de árvores grandes na borda (Laurance *et al.*, 2000; 2001; D'angelo *et al.*, 2004; Oliveira *et al.*, 2008). Ademais, a maior exposição aos ambientes externos facilita a chegada de sementes vindas de outros ambientes e a alta disponibilidade de luz aumenta o recrutamento na borda (Laurance *et al.*, 1998b, 2006a), contribuindo assim, para a proliferação de espécies pioneiras nesses ambientes (Laurance *et al.*, 2002; Oliveira *et al.*, 2004; Hardt *et al.*, 2013). Essas alterações modificam a estrutura e composição da floresta (Laurance *et al.*, 2000; Oliveira *et al.*, 2004; Harper *et al.*, 2005; Laurance *et al.*, 2006a; 2006b) e podem afetar o estoque de carbono (Laurance *et al.*, 2007; 2011).

Na Amazônia, o padrão de resposta aos efeitos de borda que tem sido encontrado é a alta mortalidade de árvores de grande porte e proliferação de espécies pioneiras nos primeiros 100 m da borda (Laurance *et al.*, 2001; 2002; 2006b; 2011). A substituição de árvores de grande porte por árvores pioneiras de crescimento rápido e com baixa densidade de madeira tem levado à redução do estoque de carbono, principalmente nos primeiros 3-5 anos subsequentes à criação das bordas (Laurance *et al.*, 1997;

2006a). As perdas de carbono causadas pelos efeitos de borda representam 9 a 24% da emissão anual de CO₂ decorrente do desmatamento (Putz *et al.*, 2014) e, se forem consideradas juntamente com as emissões de carbono pela exploração florestal (Baccini *et al.*, 2012; Houghton, 2013), podem ser tão, ou mais, representativas do que as emissões de carbono pelo desmatamento.

Em paisagens heterogêneas, com diferentes usos do solo, os efeitos de borda são complexos e mais dificilmente detectados (Harper *et al.*, 2005), pois diversos fatores da paisagem podem interagir com o efeito de borda. É possível que paisagens altamente fragmentadas estejam ainda mais sujeitas às perdas de carbono por efeitos de borda do que paisagens menos fragmentadas e com a mesma porcentagem de cobertura vegetal, devido à maior extensão de bordas (Pütz *et al.*, 2011). Ademais, quanto maior a heterogeneidade da paisagem, mais intensas se tornam as interações entre os fragmentos e os múltiplos tipos de uso do solo. Nestas paisagens, os efeitos de borda e o estoque de carbono podem ser altamente dependentes da estrutura e composição da paisagem.

As bordas entre a floresta e matriz podem ser mais ou menos abruptas, dependendo do contraste estrutural e de composição entre os dois ambientes (Forman, 1995). Como consequência, a *matriz* pode modular (amenizando ou intensificando) os efeitos de borda a partir da alteração das mudanças microclimáticas na borda e por possibilitar diferentes fluxos de materiais e organismos. Dessa forma, bordas com menor contraste podem reduzir a perturbação pelo vento e atenuar as mudanças de temperatura, amenizando os efeitos de borda (Didham & Lawton, 1999; Cullen Junior & Fenimore, 2002; Cullen Junior *et al.*, 2004). Por outro lado, matrizes altamente contrastantes, formadas por vegetação sem cobertura de dossel, como monocultivos agrícolas, pastagens e até mesmo áreas urbanas, podem atuar como fontes de sementes de espécies exóticas, além de contribuir com que as bordas estejam sujeitas a uma grande variação microclimática.

A intensa dinâmica de desmatamento-abandono-regeneração à qual as paisagens antropizadas estão expostas resulta em um padrão com pequenos fragmentos de floresta secundária que diferem em *idade e estágio sucessional* (Metzger *et al.*, 2009; Numata *et al.*, 2009; Teixeira *et al.*, 2009; Tabarelli *et al.*, 2010). A capacidade de armazenamento de carbono dos fragmentos florestais pode diferir entre esses

estágios, pois ao longo da sucessão ocorrem mudanças na estrutura e composição da vegetação florestal, que levam à substituição de espécies pioneiras de crescimento rápido por espécies tardias e tolerantes à sombra e com maior densidade de madeira e biomassa (Tabarelli & Peres, 2002; Oliveira *et al.*, 2004; Liebsch *et al.*, 2008; Tabarelli *et al.*, 2010). O tempo de deposição de matéria orgânica pela vegetação também está relacionado com a formação do estoque de carbono no solo. Além disso, em fragmentos jovens, a comunidade vegetal é formada, em grande parte, por espécies intolerantes à sombra e que são adaptadas às condições microclimáticas da borda. Por outro lado, fragmentos antigos possuem espécies tardias mais sujeitas à mortalidade pelo estresse hídrico ou ao dano causado pelo vento (Oliveira *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2008).

1.4. Fatores que afetam o estoque de carbono no solo

O desmatamento reduz o carbono no solo porque diminui a deposição de matéria orgânica, mas também porque resulta no aumento da decomposição e na erosão causadas pelos distúrbios no solo (Six *et al.*, 2000; Murty *et al.*, 2002; Lal *et al.*, 2005; McLauchlan, 2006; Laganier *et al.*, 2010). Tendo em vista a inter-relação entre a vegetação e a matéria orgânica no solo (Brown & Lugo, 1990; Jobbágy & Jackson, 2000), como foi anteriormente explicado, levantamos a hipótese de que não só o desmatamento, mas também os processos de perturbação da vegetação causados pelos efeitos de borda, contato com a matriz e idade do fragmento, por alterarem a quantidade de matéria orgânica depositada, podem aumentar a taxa de decomposição dessa matéria orgânica e afetar também o estoque de carbono no solo.

Além das mudanças na estrutura florestal, os estoques de carbono são também afetados pelas mudanças de uso do solo. Essas mudanças alteram fatores relacionados com a taxa de decomposição da matéria orgânica (i.e. temperatura, umidade, microbiota do solo) e a estrutura e estabilidade do solo à erosão, fatores que influenciam a formação e manutenção do estoque de carbono do solo (Primavesi, 2002; Andrade *et al.*, 2004; Davidson & Janssens, 2006). Desse modo, a conversão de áreas de florestas nativas em sistemas agrosilvopastoris pode reduzir significativamente a capacidade do solo em armazenar carbono (Murty *et al.*, 2002; McLauchlan, 2006).

Diversos trabalhos têm avaliado o efeito da conversão de uso da terra sobre o estoque de carbono no solo, tanto em nível global (Guo & Gifford, 2002; Laganier *et al.*, 2010; Don *et al.*, 2011), quanto em escala local (Cerri *et al.*, 1991; Garay *et al.*, 2003; Cerri *et al.*, 2004; Balieiro *et al.*, 2008; Lima *et al.*, 2008; Costa *et al.*, 2009; Nogueira *et al.*, 2011; do Carmo *et al.*, 2012). As conversões de uso da terra podem alterar o conteúdo de carbono no solo (Guo & Gifford, 2002; Don *et al.*, 2011; Yaalon & Richter, 2012), sendo responsáveis pela perda de até 9% do carbono estocado no solo (Guo & Gifford, 2002). Entretanto, a capacidade de retenção de carbono no solo de diferentes tipos de uso do solo permanece incerta (Murty *et al.*, 2002; Mcsherry & Ritchie, 2013). Enquanto alguns trabalhos encontram perda de carbono do solo quando a floresta nativa é substituída por pastagens ou por silvicultura (Garay *et al.*, 2003; Don *et al.*, 2011; do Carmo *et al.*, 2012), outros trabalhos indicam o aumento (Guo & Gifford, 2002; Carvalho *et al.*, 2010) ou a ausência de diferença entre os tipos de uso do solo (Costa *et al.*, 2009; Fialho & Zinn, 2014).

O estoque de carbono também pode variar com fatores abióticos como a *declividade* do terreno, que pode causar um acúmulo heterogêneo dessa matéria orgânica, além de aumentar a probabilidade de perda dessa matéria orgânica por erosão. O relevo ainda pode estar relacionado à intensidade de uso do solo. A maior parte dos fragmentos e das regenerações florestais ocorre em áreas com alta declividade (Silva *et al.*, 2007, 2008; Mello, 2009; Teixeira *et al.*, 2009), que acabam sendo pouco utilizadas ou abandonadas porque são poucos úteis para as atividades agrícolas (Asner *et al.*, 2009). A dificuldade de acesso e o pouco interesse produtivo das áreas íngremes podem inibir o uso para atividades humanas e, assim, as áreas inclinadas podem ter sido menos ocupadas por usos agrícolas no passado.

Para compreender como se dá a variação nos estoques de carbono na vegetação e no solo em contextos de alta fragmentação e heterogeneidade da paisagem, faz-se necessário considerar a ação simultânea dos fatores levantados acima, bem como suas múltiplas interações.

2. Objetivos

Neste trabalho, propomos investigar como a distância da borda, o tipo de matriz, a idade da mata, o uso dos solos e a declividade afetam os estoques de carbono no solo e na vegetação em paisagens altamente antropizadas da Mata Atlântica. Num primeiro momento, olhando exclusivamente para as áreas de vegetação florestal nativa, testaremos as seguintes hipóteses: (i) o carbono armazenado na vegetação e no solo é crescente da extremidade da borda do fragmento florestal para seu interior; (ii) bordas com maior contraste entre floresta e matriz armazenam menos carbono do que bordas menos contrastantes; (iii) florestas mais antigas estocam mais carbono do que florestas jovens. Num segundo momento, contrastamos solos com diferentes usos e em diferentes inclinações para testar as hipóteses de que: (iv) há mais carbono armazenado no solo com cobertura florestal do que em áreas com cobertura de reflorestamento de Eucalipto ou de pastagem; e (v) que esse acúmulo é menor em terrenos mais inclinados.

3. Materiais e Métodos

3.1. *Região de estudo*

Utilizamos como modelo de estudo áreas na Mata Atlântica, pois este bioma apresenta paisagens com alta heterogeneidade, resultante de um longo processo de expansão urbana e agrícola, desmatamento e fragmentação florestal (Dean, 1996; Laurance *et al.* 2009; Teixeira *et al.*, 2009). Os remanescentes florestais atuais estão expostos a fortes pressões de uso antrópico e quase a metade dos remanescentes (45%) está sujeita a efeitos de borda que ocorrem nos 100 primeiros metros de um contato com área antropizada (Ribeiro *et al.*, 2009). Consequentemente, a Mata Atlântica é um sistema de estudo ideal para investigar como os estoques de carbono (C) são afetados pela fragmentação em paisagens com alta heterogeneidade.

Este estudo foi desenvolvido na Serra da Cantareira, no estado de São Paulo, Brasil, região reconhecida por sua importância em termos de biodiversidade (MMA, 2007) e de provisão de água, sendo responsável pelo abastecimento de 50% da população de São Paulo (Whately & Cunha, 2007). A região está localizada na faixa altitudinal entre 700 e 1700 m (N-S 22°50' - 23°26' e E-W 45°53'-46°46'). O clima da região é subtropical úmido com invernos frios e secos e verões quentes e úmidos, com média anual de temperatura entre 15-22° e taxa pluviométrica anual variando entre 1350 e 2000 mm. A vegetação da região é caracterizada como floresta ombrófila densa (IBGE, 2012) em diferentes estágios sucessionais (Ditt *et al.*, 2008; Ribeiro *et al.*, 2009; Teixeira *et al.*, 2009), a qual está concentrada principalmente em encostas. Essa cobertura florestal representa 26,3% da região de estudo (IF, 2010), sendo esta formada por fragmentos de floresta nativa imersos em matriz de campo antrópico (51,6%) e *Eucalyptus* spp. (14,5%) (Whately & Cunha, 2007). A atividade agropecuária vem cedendo lugar à ocupação industrial, expansão imobiliária, e mais recentemente, à expansão da silvicultura, que intensificam a pressão de conversão das áreas florestais. O cultivo de *Eucalyptus* spp. foi intensificado na região por volta da década de 1960, com a finalidade de produção de carvão, lenha e celulose (Fadini & Carvalho, 2004). A maioria das áreas planas foi ocupada por habitações ou foi alagada pelos reservatórios de água (Whately & Cunha, 2007).

Figura 1. Localização dos fragmentos estudados, na Região do Sistema Cantareira, próximo ao município de Nazaré Paulista, no estado de São Paulo. Em cinza claro, o limite do Bioma Mata Atlântica; em cinza escuro, os fragmentos de florestais e, em preto, os fragmentos estudados.

3.2. Seleção das áreas amostrais

Através de mapeamento existente da vegetação nativa presente na região, realizado pelo Instituto de Pesquisas Ecológicas – IPE com o uso de imagem do satélite SPOT (2012) e, da conferência da existência e forma dos fragmentos em imagens disponíveis no Google Earth, foram selecionados doze fragmentos florestais de Mata Atlântica, usando como critérios de seleção uma combinação de variáveis: tamanho mínimo, tipo de contato com a matriz, idade do fragmento, tipo de solo e altitude. Mais especificamente, todos os fragmentos selecionados eram grandes o suficiente (14 – 235 ha) para conter áreas de floresta de interior a mais de 130 m de qualquer borda (Figura 1). Os fragmentos selecionados foram divididos em dois grupos, sendo um em contato com silvicultura de *Eucalyptus* spp. e outro em contato com campo antrópico (6 fragmentos em cada caso). Ademais, para cada um destes tipos de contatos, foram escolhidos três fragmentos com matas mais antigas (> 70 anos) e três

fragmentos mais jovens (20-50 anos), conforme explicado abaixo. Levando em conta que o estoque de carbono no solo pode variar com as características intrínsecas ao tipo de solo e com a altitude, todos os fragmentos selecionados estavam sobre solo classificado como Argissolo (EMBRAPA, 2006), e na faixa altitudinal entre 820-1070 m.

3.3. *Variáveis explanatórias*

Para testar a influência dos efeitos de borda, do tipo de matriz e da idade da mata sobre os estoques de C na vegetação e no solo, em áreas florestais (*hipóteses i a iii*), foram avaliados os estoques de carbono em transectos de 130 m perpendiculares às bordas, considerando diferentes distâncias à borda (ver abaixo). Metade desses transectos estava em contato com uma matriz de campo antrópico, que representa um alto contraste com a floresta, e a outra metade estava adjacente a plantações de Eucalipto, que possuem menos contraste com a floresta.

A idade dos fragmentos foi estimada através de fotografias aéreas e imagens de satélite (Landsat 5), com o uso do *software* de SIG ArcGIS 10 (ESRI, 2015). Foi verificada a existência de vegetação florestal nas áreas amostradas nos anos de 1962, 1984/86 e 1993. Áreas em que a floresta já existia em 1962 foram classificadas como *fragmentos antigos*. Levando em conta o tempo necessário para a formação de uma estrutura florestal, considerou-se que as florestas existentes em 1962 possuíam mais de 70 anos (50 anos de 1952 a 2012, mais 20 anos para a formação da estrutura florestal). As áreas onde a vegetação florestal não existia em 1962, mas estava presente em 1984/1986 ou 1993, foram classificadas como *fragmentos jovens* (entre 20 e 50 anos).

Para testar a influência do tipo de cobertura do solo e da declividade sobre os estoques de carbono no solo (*hipóteses iv e v*), foram considerados dois usos do solo (silvicultura de *Eucalyptus spp.* e campo antrópico), além das florestas. Foram consideradas como campos antrópicos áreas de pastagens com diferentes intensidades de uso e tipos de manejo e pastagens abandonadas, que somadas formam a principal matriz da região. As plantações de *Eucalyptus spp.* incluem plantios com diferentes idades, manejos e finalidades de consumo. A partir do Modelo de Elevação Digital Aster (ASTER GDEM), calculou-se a declividade do terreno com o uso da ferramenta *Slope* do *software* ArcGIS 10 (ESRI, 2015). Os pontos de coleta de solo identificados

por meio de GPS e para cada um deles foi extraído o valor de declividade do terreno com a ferramenta *Extract by mask*, também do *software* ArcGIS 10 (ESRI, 2015).

3.4. *Quantificação dos estoques de carbono*

Em cada fragmento, foram alocados dois transectos de 130 m de comprimento e 5 m de largura, partindo da borda em direção ao interior do fragmento, e dividido em três blocos de distância da borda (0-40 m, 40-80 m e 80-130 m; Figura 2). Ao longo de cada transecto, foram medidas a circunferência, com uso de fita métrica, e a altura, por meio de trena *laser*, das árvores, palmeiras e samambaias com Diâmetro à Altura do Peito (DAP; 1,3 m do solo) ≥ 10 cm.

Foram coletadas amostras de solo em quatro pontos dos transectos: na borda (2 m para dentro da mata, considerado como ponto zero); 40 m, 80 m, 120 m para dentro da mata e em três pontos na matriz (2 m, 40 m e 80 m). Em cada um dos pontos, foram coletadas três amostras compostas de solo, distantes 5 m entre elas (uma em cada transecto e uma entre os transectos; Figura 2), em três profundidades (0-10; 10-20; 20-30 cm). A fim de considerar nos cálculos do estoque de carbono a variação de densidade do solo entre diferentes locais amostrados e profundidades do solo, em cada fragmento, foram coletadas três amostras indeformadas de solo em cada uma das profundidades.

A biomassa da vegetação foi calculada por equações alométricas (Tabela A1) específicas para cada forma de vida (samambaia, palmeiras e árvores). Posteriormente, a biomassa foi calculada para cada um dos três blocos de distância da borda e extrapolada para toneladas por hectare. O valor de biomassa foi convertido para estoque de carbono (C) considerando uma proporção de 0,474 de C na biomassa (Martinelli *et al.*, 2000).

As amostras compostas de solo foram submetidas à análise de oxidação úmida com dicromato de potássio (EMBRAPA, 1997) para quantificação do conteúdo de C orgânico em g kg⁻¹. O valor de C orgânico foi transformado em porcentagem e corrigido pelo peso médio do volume de solo por horizonte de amostragem em cada fragmento, resultando em um valor de C em Mg.ha⁻¹ (EMBRAPA, 2002).

Figura 2. Representação esquemática do desenho amostral. Em cada fragmento foi inventariada a biomassa da vegetação em três blocos de distância da borda (0-40 m, 40-80 m, 80-130 m). As amostras de solo foram coletadas em quatro distâncias da borda nos fragmentos (2 m, 40 m, 80 m e 120 m) e em três distâncias na matriz.

3.5. Análises estatísticas

Para testar as hipóteses *i* a *iii*, as medidas dos estoques de C de cada fragmento (variável resposta) foram avaliadas como a razão entre o valor encontrado para cada distância da borda e o valor encontrado para a área mais interna do fragmento (bloco 80-130 m para vegetação e ponto 120 m para o solo), com o intuito de avaliar a magnitude dos efeitos de borda em cada fragmento. Assim, quando a razão é inferior a 1, o efeito de borda é negativo; quando a razão é igual a 1 o efeito de borda é nulo; quando a razão é superior a 1 o efeito de borda é positivo; e, quanto menor o valor, mais negativo é o efeito de borda.

Foi utilizada a abordagem de seleção de modelos, que permite a comparação entre múltiplas hipóteses concorrentes (Burnham & Anderson, 2001). O método baseia-se no princípio de verossimilhança, no qual os modelos mais explicativos são os que maximizam a probabilidade dos dados ocorrerem.

Para testar as *hipóteses i a iii*, sobre os efeitos da distância da borda, tipo de matriz e idade do fragmento nos estoques de carbono, foram construídos modelos simples, aditivos com duas ou três variáveis, modelos com interação entre duas variáveis e modelos aditivos entre uma variável e a interação entre outras duas variáveis. Os modelos concorreram com o modelo nulo, totalizando 14 modelos candidatos (Tabela 1). Para testar uma possível diferença na contribuição de biomassa por árvores de diferentes tamanhos, elas foram categorizadas em classes de DAP com intervalo de 10 cm. Devido à raridade de árvores com DAP > 50 cm (n=7), elas foram agrupadas em uma mesma classe de DAP, contabilizando cinco classes: 10-20 cm; 20-30 cm; 30-40 cm; 40-50 cm e 50-80 cm. O estoque de carbono total da vegetação (DAP de 10-80 cm), o estoque de carbono em cada uma das classes de DAP, o estoque de carbono em cada uma das profundidades do solo (0-10, 10-20, 20-30 cm) e na soma das três profundidades (0-30 cm) foram considerados, independentemente, como variáveis resposta.

Para testar as *hipóteses iv e v* a respeito da influência de cobertura do solo e da declividade no estoque de carbono do solo, para cada uma das profundidades do solo e para a soma das profundidades, concorreram modelos com o estoque de carbono no solo como variável resposta e o tipo de cobertura do solo e a declividade como variáveis explanatórias (Tabela 1). Os modelos poderiam ser simples, aditivos ou com interação entre as duas variáveis. Somente nesta análise não foi considerada a razão entre os estoques de carbono da borda e do interior, mas sim o valor absoluto do estoque de carbono.

Todos os modelos consideraram a identidade do local como variável randômica, assumindo que distâncias da borda em um mesmo local (fragmento ou mancha de matriz) são mais similares entre si do que com as mesmas distâncias em outros locais. Os modelos foram comparados entre si e com o modelo nulo, utilizando o critério de Informação de Akaike (AIC), segundo o qual há penalização com o aumento do número de variáveis e os modelos plausíveis são aqueles com $\Delta AIC \leq 2$. Todas as análises foram realizadas no *software* estatístico R e a seleção de modelos foi realizada com o uso do pacote *lmerTest*.

Tabela 1. Modelos lineares mistos candidatos na seleção de modelos. Em *i*) modelos candidatos no teste das hipóteses *i* a *iii*. Esses modelos foram utilizados tanto para a razão de estoque de carbono do solo quanto para a razão de carbono para a vegetação. Em *ii*), os modelos candidatos no teste das hipóteses *iv* e *v*. Os modelos considerados incluem: a) modelos simples compostos de apenas uma variável; b) modelos aditivos com até três variáveis; c) modelos com interação entre duas variáveis; d) modelos aditivos do efeito individual de uma variável e a interação entre outras duas variáveis. Todos os modelos concorreram com o modelo nulo.

Modelos candidatos		
i) hipóteses <i>i</i>, <i>ii</i> e <i>iii</i> (distância da borda, tipo de matriz e idade do fragmento)		
a)	razão C ~	Idade + (1 fragmento)
a)	razão C ~	Distância + (1 fragmento)
a)	razão C ~	Matriz + (1 fragmento)
b)	razão C ~	Idade + Matriz + (1 fragmento)
b)	razão C ~	Idade + Distância + (1 fragmento)
b)	razão C ~	Matriz + Distância + (1 fragmento)
b)	razão C ~	Idade + Matriz + Distância + (1 fragmento)
c)	razão C ~	Idade * Matriz + (1 fragmento)
c)	razão C ~	Idade * Distância + (1 fragmento)
c)	razão C ~	Matriz + Distância + (1 fragmento)
d)	razão C ~	Idade * Matriz + Distância + (1 fragmento)
d)	razão C ~	Idade * Distância + Matriz + (1 fragmento)
d)	razão C ~	Matriz * Distância + Idade + (1 fragmento)
ii) hipóteses <i>iv</i> e <i>v</i> (declividade e uso do solo)		
a)	estoque de C no solo ~ uso do solo	
a)	estoque de C no solo ~ declividade + (1 fragmento)	
b)	estoque de C no solo ~ declividade + uso do solo + (1 fragmento)	
c)	estoque de C no solo ~ declividade * uso do solo + (1 fragmento)	

4. Resultados

4.1. *Estoques de carbono*

Foram amostrados 1.310 troncos ($DAP > 10$ cm), dos quais a maioria foi representada por árvores (98,3%) e uma pequena parte por palmeiras (0,7%) e samambaias (0,8%). A maior parte (94,7 %) dos troncos possuía $DAP < 50$ cm e apenas sete troncos tinham $DAP > 50$ cm (Figura A1). A altura dos troncos variou entre 1,7 m e 21,7 m (média = $10 \pm 2,8$ m; Figura A2). O estoque de carbono na vegetação apresentou valores entre 5,24 e 25,93 $Mg \cdot ha^{-1}$, com média de $14,84 \pm 5,67$ $Mg \cdot ha^{-1}$ (média $\pm$ sd). Os indivíduos com DAP na classe 10-20 cm contribuíram com praticamente a metade (46%) do estoque de carbono encontrado, enquanto os troncos com $DAP > 50$ contribuíram com apenas 4,3% da biomassa total (Figura 3).

A média do estoque de carbono no solo da floresta (considerando a profundidade total amostrada; 0-30 cm) foi de $74,86 \pm 19,0$ $Mg \cdot ha^{-1}$, $70,61 \pm 10,4$ $Mg \cdot ha^{-1}$ para campo antrópico e $70,48 \pm 12,7$ $Mg \cdot ha^{-1}$ para o eucaliptal. O estoque de carbono no solo variou com a profundidade nos três tipos de uso/cobertura do solo (Tabela A1; Figura A3). Na floresta, a profundidade intermediária (10-20 cm) apresenta os valores mais altos de estoque de carbono ($27,27 \pm 5,88$ $Mg \cdot ha^{-1}$) e a menor média foi encontrada na profundidade mais superficial (0-10 cm; $22,83 \pm 8,86$ $Mg \cdot ha^{-1}$). A profundidade 20-30 cm estocou uma quantidade intermediária de carbono, não diferindo das demais ($24,75 \pm 7,12$ $Mg \cdot ha^{-1}$). O estoque de carbono no solo do eucaliptal seguiu o mesmo padrão encontrado para a floresta, no entanto, no campo, o menor estoque de C foi encontrado no horizonte mais profundo do solo (20-30 cm) e não na porção mais superficial (0-10 cm; Figura A3).

Figura 3. Contribuição de estoque de carbono da vegetação (%) de cada classe de DAP (10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm, 50-80 cm).

4.2. Efeito de borda, idade do fragmento e efeito da matriz sobre os estoques de carbono (hipóteses i a iii)

As quantidades de carbono estocadas na vegetação, considerando todas as classes de DAP (10-80 cm), nas bordas e no interior diferiram muito pouco ($média \pm sd = 14,7 \pm 5,2$; $14,3 \pm 6,3$; $15,5 \pm 5,8$, respectivamente 0-40 m, 40-80 m e 80-130 m) e nenhum modelo testado mostrou-se claramente melhor do que o modelo nulo (Tabela 2). No entanto, quando analisamos os mesmos dados considerando classes de DAP, alguns padrões surgem. Primeiramente, devido à raridade das árvores com DAP > 50 cm ($n=7$) e à sua baixa contribuição para o estoque de carbono total (4,3%), testamos as hipóteses i a iii levando em conta somente o estoque de carbono dos troncos com até 50 cm de DAP. Essa classe de DAP representa a maior parte do estoque de carbono (95,7%) e dos troncos (94,7%) e, assim, pode refletir mais claramente a estrutura desses fragmentos. Neste caso, o estoque de carbono é influenciado pela interação entre idade do fragmento com distância à borda, além de um efeito aditivo do tipo de matriz (Tabela 2 e Tabela A3; Figura 4).

A interação idade-distância indica que o estoque de carbono muda com a distância da borda de maneira oposta em fragmentos jovens e antigos. Nos fragmentos antigos, o estoque de carbono é menor mais próximo da borda, enquanto nos fragmentos jovens o estoque de carbono é maior mais próximo da borda (Figura 4 A). A interação idade-distância é, ainda, mediada pelo tipo de matriz. Nos fragmentos com matriz de campo antrópico (matriz com maior contraste), a variação do estoque de carbono com a distância da borda é maior nos fragmentos antigos. Por sua vez, nos fragmentos com matriz de eucalipto (matriz com menor contraste), a variação com a distância é menor nos fragmentos antigos e, maior nos fragmentos jovens (Figura 4 B).

Considerando o estoque de carbono das classes de DAP 10-20 cm, os mesmos modelos selecionados para a classe de DAP > 50 cm foram selecionados, aos quais se acrescenta um modelo com o efeito aditivo da distância à borda com a idade (Tabelas 2 e A3). Este modelo indica que fragmentos jovens possuem valores ligeiramente maiores do que fragmentos antigos e que os primeiros 40 m da borda apresentam valores mais altos de carbono do que o bloco 40-80 m da borda (Figura 5 A e B). Entretanto, o modelo mais explicativo foi a interação entre idade e distância da borda, assim como para o estoque de carbono das árvores com DAP 10–50 cm. Nos fragmentos jovens, a contribuição de carbono dessa classe de DAP é maior mais próximo da borda e não difere entre distâncias da borda nos fragmentos antigos (Figura 5 C). Essa interação é alterada dependendo do tipo de matriz: nos fragmentos antigos o estoque de carbono também é maior nos primeiros 40 m das bordas com eucalipto, mas é menor nos primeiros 40 m nos fragmentos com matriz de campo (Figura 5 D). Para as demais classes de DAP testadas, nenhum modelo testado foi claramente melhor do que o modelo nulo (Tabela 2).

A variação no estoque de carbono no solo não foi explicada pela distância à borda, pela idade do fragmento ou pelo efeito da matriz – o modelo nulo foi sempre selecionado, independentemente da profundidade de solo considerada (Tabela 2).

Tabela 2. Modelos selecionados para explicar variações na razão do estoque de carbono no solo, nas diferentes profundidades, e na vegetação, para as diferentes classes de DAP, considerando diferentes combinações das variáveis explicativas de distância à borda, idade do fragmento e tipo de matriz. Os modelos com maior suporte ($\Delta AIC < 2$) estão destacados em negrito.

Variável resposta	Modelos	AIC	delta AIC	w AIC
razão C vegetação (DAP 10 - 80 cm)				
	razão C veg ~ IDADE * DIST + (1 fragmento)	59,2	0	0,181
	razão C veg ~ IDADE + (1 fragmento)	59,8	0,56	0,137
	razão C veg ~ IDADE * DIST + MATRIZ + (1 fragmento)	59,8	0,63	0,132
	NULO	60,1	0,9	0,115
razão C vegetação (DAP 10 - 50 cm)				
	razão C veg ~ IDADE * DIST + (1 fragmento)	26,8	0	0,399
	razão C veg ~ IDADE * DIST + MATRIZ + (1 fragmento)	28,4	1,59	0,18
	NULO	30,5	3,71	0,062
razão C vegetação (DAP 10 - 20 cm)				
	razão C veg ~ IDADE * DIST + (1 fragmento)	20,9	0	0,372
	razão C veg ~ IDADE + DIST + (1 fragmento)	22,6	1,77	0,154
	razão C veg ~ IDADE * DIST + MATRIZ + (1 fragmento)	22,8	1,96	0,14
	NULO	26,6	5,75	0,021
razão C vegetação (DAP 20 - 30 cm)				
	razão C veg ~ MATRIZ + (1 fragmento)	63,4	0	0,231
	razão C veg ~ IDADE * DIST + MATRIZ + (1 fragmento)	63,8	0,43	0,187
	razão C veg ~ IDADE + MATRIZ + (1 fragmento)	65,3	1,88	0,09
	NULO	65,4	1,99	0,086
razão C vegetação (DAP 30 - 40 cm)				
	NULO	490,1	0	0,149
razão C vegetação (DAP 40 - 50 cm)				
	NULO	542,4	0	0,248
razão C vegetação (DAP 50 - 80 cm)				
	razão C veg ~ IDADE + (1 fragmento)	561,5	0	0,246
	NULO	562,1	0,55	0,186
razão C solo (profundidade 0-30cm)				
	NULO	28,6	0	0,417
razão C solo (profundidade 0-10cm)				
	NULO	46,9	0	0,276
razão C solo (profundidade 10-20cm)				
	NULO	26,8	0	0,364
razão C solo (profundidade 20-30cm)				
	NULO	39	0	0,325

Figura 4. Variação do estoque da razão carbono na vegetação (as classes de DAP 10-50 cm) em função da distância da borda, da idade do fragmento e do tipo de matriz de acordo com os melhores modelos (delta AIC ≤ 2). Em A, modelo com o estoque de carbono na vegetação em função da interação entre idade e distância da borda (razão de C $\sim$ idade * distância da borda). Em B, o modelo com a razão estoque de carbono na vegetação em função da interação entre idade e distância com efeito aditivo da matriz (razão de C $\sim$ matriz + idade * distância da borda). Em cinza claro, os fragmentos antigos e em cinza escuro, os fragmentos jovens. A linha horizontal pontilhada representa o valor de estoque de carbono do interior (80-130 m). A linha horizontal nas caixas representa a mediana, a caixa o primeiro e o terceiro quartis as linhas verticais, o intervalo de confiança de 95%.

Figura 5. Variação dos dados de acordo com os modelos explicativos da razão estoque de carbono na vegetação para a classe de DAP 10-20 cm. Em A e B o modelo aditivo entre idade e distância da borda (razão C ~ idade + distância); em C, modelo com interação entre idade e distância da borda (razão C ~ idade * distância); em D, o modelo com a interação entre idade e distância com efeito aditivo da matriz (razão C ~ idade * distância + matriz). A linha horizontal representa a mediana, a caixa o primeiro e o terceiro quartis as linhas verticais, o intervalo de confiança de 95%.

4.3. *Efeito da declividade e do uso do solo no Carbono no solo (hipóteses iv e v)*

Para o conjunto do solo amostrado (profundidade 0-30 cm) e para cada uma das profundidades, foram igualmente plausíveis os modelos que consideraram unicamente a declividade do solo, ou a declividade e o uso dos solos, seja de forma aditiva ou interativa (Tabelas 3 e A4; Figura 6). De acordo com os modelos aditivos, considerando a profundidade total (0-30 cm), o estoque de carbono no solo difere pouco entre floresta e campo e é mais baixo no eucaliptal (Figura 6 A). No horizonte mais superficial (0-10 cm), o estoque de carbono é menor no solo do eucaliptal e não difere entre campo e floresta (Figura 6 C). Já nas profundidades 10-20 cm e 20-30 cm, o carbono no solo do campo é menor do que nos outros usos (Figuras 6 E e G). Segundo os modelos com interação, o estoque de carbono no solo aumenta com a declividade na floresta (Figuras 6 A, D, E e H), diminui com o aumento da declividade no eucaliptal (principalmente na profundidade 0-10 cm; Figura 6 D) e apresenta pouca variação no campo.

Tabela 3. Seleção de modelos com a razão de carbono no solo em função do tipo de uso/cobertura do solo e da declividade. Concorreram modelos com o efeito de cada uma das variáveis, com adição ou com interação entre as duas variáveis. Os modelos com maior suporte ($\Delta AIC \leq 2$) estão destacados em negrito.

Variável resposta	Modelos	AIC	delta AIC	w AIC
razão C solo (profundidade 0-30cm)				
razão C solo ~	declividade + (1 fragmento)	703	0	0.471
razão C solo ~	declividade * USO + (1 fragmento)	703.7	0.75	0.324
razão C solo ~	declividade + USO + (1 fragmento)	704.8	1.83	0.189
razão C solo ~	NULO	710.2	7.26	0.12
razão C solo ~	USO + (1 fragmento)	713.2	10.17	0.003
razão C solo (profundidade 0-10cm)				
razão C solo ~	declividade + (1 fragmento)	575	0	0.387
razão C solo ~	declividade + USO + (1 fragmento)	575	0.08	0.372
razão C solo ~	declividade * USO + (1 fragmento)	576.2	1.23	0.209
razão C solo ~	NULO	580.7	5.75	0.022
razão C solo ~	USO + (1 fragmento)	582.3	7.35	0.01
razão C solo (profundidade 10-20cm)				
razão C solo ~	declividade + (1 fragmento)	510.2	0	0.529
razão C solo ~	declividade * USO + (1 fragmento)	511.6	1.38	0.266
razão C solo ~	declividade + USO + (1 fragmento)	512.2	1.96	0.198
razão C solo ~	NULO	519.4	9.2	0.005
razão C solo ~	USO + (1 fragmento)	521.5	11.34	0.002
razão C solo (profundidade 20-30cm)				
razão C solo ~	declividade + (1 fragmento)	541.6	0	0.37
razão C solo ~	declividade * USO + (1 fragmento)	541.9	0.34	0.313
razão C solo ~	declividade + USO + (1 fragmento)	543.1	1.54	0.172
razão C solo ~	NULO	544.2	2.63	0.099
razão C solo ~	USO + (1 fragmento)	545.8	4.2	0.045

Figura 6. Variação do estoque de carbono do solo em função do tipo de uso/cobertura e da declividade, para cada profundidade do solo, de acordo com os modelos selecionados ($\Delta AIC \leq 2$). À esquerda, os modelos aditivos e à direita os modelos com interação. A floresta é representada pelos quadrados e pela linha pontilhada em cinza escuro; o eucalipto, pelos triângulos e pela linha em cinza claro e, o campo pelos círculos e pela linha contínua em preto. Cada dupla horizontal de gráficos representa uma profundidade do solo: A e B, 0-30 cm; C e D, 0-10 cm; E e F, 10-20 cm; G e H, 20-30 cm. Na profundidade 0-10 cm o estoque de carbono no eucalipto é mais baixo do que nos outros usos (C) e diminui com declividade (D). Nas demais profundidades (10-20 cm e 20-30 cm) o estoque de carbono é menor no solo do campo do que no solo da floresta e do eucalipto (E e G). Somente no solo da floresta, o estoque de carbono apresenta uma tendência forte de aumento com a declividade (B, D, F e H).

5. Discussão

Nossos resultados confirmam que em paisagens muito fragmentadas e heterogêneas, o estoque de carbono é influenciado pela interação de múltiplos fatores da paisagem. No caso da vegetação, encontramos efeitos relacionados à proximidade da borda, ao tipo de matriz e à idade da mata. Já para o carbono no solo, não houve efeito da estrutura florestal, mas sim do tipo de uso do solo e da declividade. Esses efeitos podem ter amplas implicações, tanto nos estoques de carbono (C), que são extremamente baixos, no caso da vegetação, quanto na forma de se considerar essa heterogeneidade espacial da distribuição do C em políticas de amenização de mudanças climáticas.

5.1. A paisagem e o estoque de carbono na vegetação

Este estudo encontrou um valor extremamente baixo de estoque de carbono na vegetação, quando comparado com trabalhos realizados em florestas tropicais mais maduras (Chave *et al.*, 2003; Vieira *et al.*, 2004; Marin-Spiotta *et al.*, 2007; Groeneveld *et al.*, 2009; Alves *et al.*, 2010; de Paula *et al.*, 2011; Vieira *et al.*, 2011). A alta contribuição de estoque de carbono das árvores de pequeno porte ($DAP \leq 30$ cm) indica que as florestas dos fragmentos estudados estão em um estágio inicial de sucessão vegetacional (Brown & Lugo, 1990; Piotto *et al.*, 2009). O estoque de carbono que encontrado também é inferior aos valores levantados em inventários mais amplos realizados em florestas iniciais na mesma região (Ditt *et al.*, 2008; Romitelli, 2014), o que ressalta a alta heterogeneidade dessa paisagem e a necessidade da realização de inventários espacialmente abrangentes a fim de representar adequadamente os estoques de C nestas paisagens.

O baixo valor de estoque de carbono nessas florestas deve estar relacionado com a forte pressão de degradação antrópica. Os fragmentos de Mata Atlântica sofrem uma extrema pressão de degradação, pois a proximidade a áreas intensamente habitadas e aos centros urbanos faz com que os remanescentes florestais sejam intensamente utilizados, seja para corte seletivo para exploração da madeira, para caça, pela abertura de trilhas de acesso ou pelo pastejo do gado (Ribeiro *et al.*, 2009; Tabarelli *et al.*, 2010; Romitelli *et al.*, 2014). Esse uso intensivo das florestas gera um dinâmico processo de desmatamento e regeneração (Teixeira *et al.*, 2009) que resulta em

fragmentos com diferentes idades e estágios sucessionais. Como parte dos fragmentos estudados é remanescente de um antigo processo de desmatamento da Floresta Atlântica (fragmentos antigos), enquanto os fragmentos jovens são matas que regeneraram em áreas anteriormente ocupadas por usos agrícolas, não seria esperado que estes fragmentos apresentassem um valor de estoque de carbono similar às florestas maduras. Liebsch *et al.* (2008) estima que seja necessário aproximadamente 150 anos para uma floresta atingir o estágio de floresta madura. O longo período necessário para os fragmentos de florestas secundárias alcancem o estágio sucessional de floresta madura, atrelado aos distúrbios constantes causados pelas perturbações antrópicas, podem manter essas florestas por muito tempo, ou permanentemente, em um estágio sucessional inicial (Tabarelli & Peres, 2002; Tabarelli *et al.*, 2010).

Boa parte do conhecimento sobre efeitos de borda é resultado de estudos realizados em fragmentos remanescentes de floresta madura (de Paula *et al.*, 2011; Laurance *et al.*, 2011). Os efeitos de borda nessas florestas estão relacionados à grande mortalidade de árvores de grande porte (Ferreira & Laurance, 1997; Laurance *et al.*, 1997; Nascimento & Laurance, 2004; Oliveira *et al.*, 2008), devido ao estresse hídrico e aos danos causados pelo vento. A mortalidade dessas árvores e a consequente abertura de clareiras, somado ao maior fluxo de sementes de outros habitats (Dirzo & Tabarelli, 2006) e ao gradiente microclimático causado pela borda (Lovejoy *et al.*, 1986; Didham & Lawton, 1999; Sizer & Tanner, 1999) promovem condições adequadas ao estabelecimento e crescimento de espécies intolerantes à sombra (Laurance, 2002; Oliveira *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2008; Hardt *et al.*, 2013). A substituição de árvores de grande porte, que armazenam a maior parte do carbono dessas florestas, por espécies pioneiras de vida curta, pequeno porte e baixa densidade da madeira, resulta na redução do estoque de carbono (Laurance *et al.*, 1997, 2001, 2006a; Nascimento & Laurance, 2004).

No entanto, nossos resultados apontam um padrão que diverge do padrão esperado em resposta ao efeito de borda. Nos fragmentos estudados, a variação do estoque de carbono com a distância da borda ocorre de forma oposta em fragmentos antigos e jovens (Figura 5). Enquanto nos fragmentos antigos os efeitos de borda causam a redução da biomassa, como o observado em fragmentos de floresta madura, nos fragmentos jovens o efeito de borda leva a um maior estoque de carbono na borda do

que no interior. O padrão encontrado para árvores com DAP < 50 cm é causado, particularmente, pelo aumento do carbono estocado em árvores com DAP 10-20 cm na borda dos fragmentos jovens (Figura 4).

Uma possível explicação para o padrão encontrado é a mudança da comunidade vegetal ao longo do desenvolvimento sucessional dos fragmentos e adaptação dessa comunidade às condições microclimáticas da borda. Nos fragmentos jovens, as espécies pioneiras são mais abundantes do que nos fragmentos antigos (Tabarelli & Peres, 2002; Liebsch *et al.*, 2008; Santos *et al.*, 2008). Essas espécies estão adaptadas às condições microclimáticas de alta temperatura e luminosidade existente nas bordas e têm seu crescimento e recrutamento favorecidos nas bordas dos fragmentos (Laurance *et al.*, 2002, 2006a, 2006b; Santos *et al.*, 2008). A alta taxa de crescimento das espécies pioneiras (Brokaw, 1985) e a elevada densidade de árvores nas bordas (Harper *et al.*, 2005; Hardt *et al.*, 2013) pode elevar o estoque de carbono nas bordas dos fragmentos jovens. Em fragmentos antigos, onde a abundância de espécies tardias é maior (Liebsch *et al.*, 2008), as variações microclimáticas causam um efeito negativo sobre o crescimento, recrutamento e sobrevivência dos indivíduos dessas espécies e o efeito de borda resulta em baixos valores de estoque de carbono nas bordas desses fragmentos. Além disso, as árvores de grande porte e as espécies tardias são ausentes ou pouco abundantes em fragmentos jovens (Santos *et al.*, 2008). Assim, nesses fragmentos, a principal consequência do efeito de borda sobre o estoque de carbono não é a perda de estoque de carbono pela mortalidade das árvores grandes, mas sim o aumento do recrutamento e crescimento de espécies pioneiras na borda e, como consequência, o aumento do estoque de carbono na borda.

Nossos resultados também confirmam a influência do tipo de matriz sobre o estoque de carbono na vegetação, que além de mediar as alterações climáticas causadas pelos efeitos de borda, pode influenciar o fluxo de dispersores, afetando a chegada de sementes e alterando a comunidade vegetal (Laurance *et al.*, 2011). Encontramos um maior estoque de carbono em árvores com DAP 10-20 cm nas bordas de fragmentos jovens com matriz de eucalipto, comparando-se com as bordas com campo. De uma forma geral, nas matas estudadas, os indivíduos de grande porte, apesar de estocarem uma grande quantidade de carbono individualmente, são responsáveis por uma pequena parte do estoque de carbono e provavelmente são pouco representativos da

estrutura das florestas secundárias nas paisagens fragmentadas da Mata Atlântica. Nesses ambientes mais alterados, as árvores de pequeno porte representam a maior parte da comunidade vegetal (Brown & Lugo, 1990).

Embora não tenhamos identificado as espécies e, assim, não tenhamos evidências de que o maior estoque de carbono na borda está armazenado em espécies pioneiras, diversos autores têm encontrado evidências que fragmentos jovens e bordas possuem uma grande abundância de espécies pioneiras em detrimento das espécies tardias (Laurance, 2002; Tabarelli & Peres, 2002; Laurance *et al.*, 2006a; 2006b; Hardt *et al.*, 2013). Santos *et al.* (2008), por exemplo, encontraram abundância de espécies pioneiras na borda três vezes maior do que no interior. Segundo esses mesmos autores, bordas possuem metade da riqueza de espécies do interior, sendo assim, um subconjunto do *pool* total de espécies no fragmento. Esses resultados dão um forte indicativo de que as espécies de pequeno porte, que foram responsáveis por grande parte do carbono nas bordas são, de fato, espécies pioneiras.

Em grandes fragmentos de florestas tropicais há uma congruência entre o SE de estoque de carbono e a biodiversidade (Magnago *et al.*, 2015). Entretanto, o maior estoque de carbono que encontramos nas bordas dos fragmentos florestais em regeneração não pode ser visto como sinal de qualidade ambiental. O estoque de carbono armazenado por espécies pioneiras pode ser temporário, uma vez que muitas dessas espécies possuem alta taxa de mortalidade e recrutamento (Laurance *et al.*, 1998a, 1998b; Nascimento & Laurance, 2004). A alta densidade e o rápido crescimento das pioneiras podem levar ao sombreamento do ambiente e a um declínio em massa dessa população (Brokaw, 1985) e, em consequência, a uma rápida perda desse estoque de carbono. Além disso, grande parte desse estoque está armazenado em um conjunto reduzido de espécies pioneiras, que não desempenham as funções ecológicas necessárias à manutenção da biodiversidade e à prestação de serviços ecossistêmicos. No Sistema Cantareira, os serviços ecossistêmicos de provisão e manutenção da qualidade da água são particularmente importantes, pois os fragmentos florestais abrigam grande parte das nascentes responsáveis pelo abastecimento de grande parte da população da cidade de São Paulo. Uma comunidade vegetal formada principalmente por espécies pioneiras pode não ser suficientes para manter essas nascentes.

5.2. *A paisagem e o estoque de carbono no solo*

Os valores de estoque de carbono no solo foram superiores ao estoque de carbono da vegetação e, ao contrário do que esperávamos, não encontramos nenhum efeito da proximidade à borda, do tipo de matriz adjacente e da idade da mata sobre os estoques de carbono no solo como reflexo da mudança do estoque de carbono da vegetação. Um estudo realizado nos Estados Unidos (Woodbury *et al.*, 2006) reporta que a biomassa aérea é muito mais impactada pelas mudanças de uso da terra do que o estoque de carbono no solo. Isso pode ocorrer devido ao tempo necessário para que o estoque de carbono no solo seja impactado e mobilizado após as mudanças de uso. O resultado encontrado confirma a importante contribuição do solo no estoque de carbono florestal (Dixon, *et al.*, 1994; Vieira *et al.*, 2011) e reforça que o solo é um reservatório de carbono de alta resiliência e resistência (Schwendenmann & Pendall, 2006).

Como a temperatura média anual é o preditor mais importante do estoque de carbono no solo em florestas tropicais secundárias, segundo a revisão de Marin-Spiotta & Sharma (2013), esperávamos que o estoque de carbono no solo variasse com o efeito de borda. Isto seria esperado como reflexo da mudança de deposição de matéria orgânica e das mudanças microclimáticas causadas pela proximidade à borda (Didham & Lawton, 1999). Este efeito deveria elevar a temperatura do solo, aumentando a velocidade de decomposição (Davidson & Janssens, 2006), assim como a emissão de CO₂ a partir do C do solo (Mande *et al.*, 2015), o que deveria levar a uma redução do estoque de carbono no solo na borda dos fragmentos. Entretanto, não detectamos variação no estoque de carbono com a proximidade da borda.

É possível que as variações na temperatura afetem o estoque de carbono no solo em uma escala mais fina ou mais ampla do que aquela que estudamos. Por outro lado, a variação no estoque de carbono pode ocorrer em uma escala mais ampla do que aquelas que estudamos. Sousa Neto *et al.* (2011) e Vieira *et al.* (2011), por exemplo, encontraram variação nas emissões e no estoque de carbono com a variação de temperatura que ocorre ao longo de um gradiente altitudinal de 100 a 1000 m. A relação entre temperatura e solo em diferentes escalas espaço-temporais pode dificultar a identificação dos fatores que operam na escala que estudamos.

Os resultados da meta-análise realizada por Don *et al.* (2011) revelam que, nas regiões tropicais, as florestas secundárias estocam menos carbono no solo do que florestas primárias e que a diferença ocorre principalmente nos primeiros 10 cm de profundidade do solo. As florestas antigas não passaram por distúrbios no solo e o estoque de carbono é resultado de uma contínua e longa deposição de matéria orgânica sobre o solo. Os fragmentos que estudamos, embora tenham diferentes idades, são fragmentos de florestas secundárias que estão sujeitos a perturbação antrópica intensa (Romitelli, 2014), ou mesmo, fragmentos que estão em processo de regeneração há pouco tempo (< 60 anos). A diferença esperada com a idade seria devido ao tempo de deposição e acúmulo de matéria orgânica no solo, mas, apesar dos níveis de carbono no solo aumentarem desde os primeiros anos da regeneração (Nogueira *et al.*, 2011), essas mudanças podem não ocorrer em curto prazo (Coutinho *et al.*, 2010). Desta forma, um longo período de tempo pode ser necessário até que o estoque de carbono no solo atinja os níveis encontrados em uma floresta madura (Neumann-Cosel *et al.*, 2011). Ademais, fatores ambientais, como a temperatura e a precipitação, podem ser determinantes do estoque de carbono no solo (Jobbágy & Jackson, 2000) em locais com alta temperatura e umidade e podem sobrepor outros efeitos, como aqueles esperados pela idade da floresta (Marin-Spiotta & Sharma, 2013). Segundo a revisão realizada por Marin-Spiotta & Sharma (2013), quando houve uso antrópico do solo entre o desmatamento e a regeneração, a idade da floresta explica a variação no estoque de carbono. Isso sugere que o uso histórico do solo também é importante na determinação do estoque de carbono.

Apesar de não termos encontrado a variação esperada no estoque de carbono do solo sob os efeitos de borda, matriz e idade da vegetação, o estoque de carbono apresentou uma forte relação positiva com o aumento da declividade e uma associação na variação do estoque de carbono com a declividade e o tipo de uso do solo. Entretanto, a relação entre o estoque de carbono no solo e a declividade pode ser indireta. O maior estoque de carbono em áreas muito íngremes pode estar relacionado com o histórico de uso dessas áreas. Áreas mais declivosas possuem acesso mais difícil, e assim podem historicamente sofrer menos influência de atividades antrópicas (Asner *et al.*, 2009) e então terem sofrido menos com as perdas de matéria orgânica causadas pelo manejo do solo.

O estoque de carbono no solo tem uma relação distinta com a declividade, dependendo do tipo de cobertura. O modelo com interação entre declividade e tipo de uso mostra uma pronunciada relação positiva do carbono no solo com a declividade nas áreas de floresta, que não é observada no eucaliptal e é pouco evidente no campo, sugerindo que a associação do estoque de carbono com a declividade esteja sendo tendenciada pelo padrão encontrado na floresta. Caso essa interpretação esteja correta, a hipótese de que as áreas mais declivosas teriam seu uso inibido é ainda mais plausível. Silva *et al.* (2007, 2008), Mello (2009) e Teixeira *et al.* (2009) reportam, para outras regiões da Mata Atlântica, uma relação entre áreas declivosas e a presença de florestas e atribuem essa relação ao fato do difícil acesso e pouco interesse das áreas íngremes para a agricultura terem inibido o uso dessas áreas, que permaneceram como florestas. O mesmo padrão parece ocorrer na Serra da Cantareira, com menor ocupação no passado das áreas mais declivosas e por isso a presença de florestas com menores perdas de matéria orgânica causadas por ocupações agrícolas do solo (Whately & Cunha, 2007). Ainda, se as áreas com alta declividade tiveram o uso antrópico inibido ao longo dos anos, é possível supor que as áreas de floresta em declividade acentuada podem ser mais antigas do que as florestas em terrenos planos. Dessa forma, o estoque de carbono nessas áreas seria resultado de um longo período de acúmulo de matéria orgânica depositada pela floresta somado a um histórico de baixa perturbação do solo.

Encontramos menor estoque de carbono na superfície do solo nas áreas florestais (vegetação nativa e eucaliptais) do que no campo. A matéria orgânica presente na superfície do solo é composta de matéria orgânica particulada e devido à sua baixa estabilidade, que não contribui para a agregação do solo, é mais influenciada por fatores climáticos (temperatura e precipitação) e, assim, pode estar mais sujeita à perda por decomposição e erosão (Feller & Beare, 1997; Jobbágy & Jackson, 2000). Assim, as mudanças no estoque de carbono na superfície do solo podem ser mais rápidas do que em profundidades maiores (Jobbágy & Jackson, 2000; Poeplau *et al.*, 2011; Mande *et al.*, 2015). No solo do eucaliptal, a diferença é ainda mais aparente do que na floresta, e possivelmente deve-se à exposição periódica deste solo após o seu corte. O solo fica exposto à ação das chuvas e conseqüentemente, à erosão. Além disso, o distúrbio causado durante o preparo do solo para o plantio, principalmente quando o plantio é mecanizado, pode prejudicar o estoque de carbono do solo de

sistemas silviculturais (Laganiere *et al.*, 2010) e pode acelerar a decomposição da matéria orgânica (Guo & Gifford, 2002). Os efeitos da silvicultura de eucalipto sobre o estoque de carbono no solo também são controversos. Alguns estudos apontam redução do carbono no solo na conversão de floresta para eucaliptal (Garay *et al.*, 2003; Gama-Rodrigues *et al.*, 2008), ganho de carbono na conversão de floresta ou pastagem para eucaliptal (Lima *et al.*, 2006; Balieiro *et al.*, 2008; Coutinho *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2012) e ausência de mudança no estoque de carbono do solo causada por plantações de Eucalipto (Fialho & Zinn, 2014). Todavia, nosso resultado com baixo valor carbono encontrado na camada superficial do solo do eucaliptal, se comparado com a floresta e o campo, associado à relação negativa entre o estoque de carbono e a declividade do terreno, sugere que na camada superficial do solo do eucaliptal ocorram perdas de carbono por erosão e, principalmente, por decomposição de matéria orgânica particulada. Esse menor estoque de carbono na camada superficial pode representar as perdas de carbono que ocorrem nos primeiros anos do estabelecimento da silvicultura (Paul *et al.*, 2002) ou pode se tratar de perdas permanentes. Assim, mesmo depois de muitos anos, o estoque de carbono no solo das plantações pode não alcançar o estoque de carbono encontrado na floresta nativa (Laganiere *et al.*, 2010).

O padrão em áreas campestres foi um pouco distinto, uma vez que a camada superficial apresentou estoque de carbono de solo similar ou superior à floresta e o menor estoque foi observado na profundidade 20-30 cm. Este resultado pode ser consequência da alta incorporação de matéria orgânica na superfície, pois a principal fonte de matéria orgânica nos solos de pastagens é a matéria orgânica proveniente das raízes das plantas herbáceas, que se acumulam nas camadas mais superficiais do solo (Cerri *et al.*, 1991; Jackson *et al.*, 1996; Jobbágy & Jackson, 2000). Muitos estudos encontram diferença no estoque de carbono no solo em usos do solo distintos, entretanto não há consenso na literatura sobre o efeito de conversões de uso do solo no estoque de carbono (Guo & Gifford, 2002; Laganiere *et al.*, 2010; Don *et al.*, 2011; Mcsherry & Ritchie, 2013). Particularmente, a ausência de diferença entre o estoque de carbono no solo de pastagens e de florestas é recorrente na literatura (Murty *et al.*, 2002; Mcsherry & Ritchie, 2013). Ela é, em parte, explicada pela compactação do solo pelo pisoteio do gado, que aumenta a densidade do solo (Neill *et al.*, 1997; Costa *et al.*, 2009; Don *et al.*, 2011), e resulta em uma maior concentração

de carbono por volume de solo. Perdas de carbono no solo nos primeiros 20 cm do solo podem ocorrer nos primeiros anos após a conversão de florestas para pastagens. Entretanto, esse estoque pode ser recuperado alguns anos após essa conversão e retornam aos níveis iniciais (Cerri *et al.*, 1991; Poeplau *et al.*, 2011). Esta reposição ocorre devido à maior concentração de biomassa nas raízes das plantas herbáceas (Cerri *et al.*, 1991; Kuzyakov & Domanski, 2000; Bolinder *et al.*, 2002), ao papel dessas raízes na estabilização de matéria orgânica no solo (Schmidt *et al.*, 2011), além da maior rotatividade da biomassa das raízes (Kuzyakov & Domanski, 2000; Guo & Gifford, 2002; Laganier *et al.*, 2010). As pastagens da região de estudos são antigas e provavelmente já tiveram tempo de recuperar o estoque de carbono no solo.

Nas camadas mais profundas do solo o carbono pode ser estocado em forma de compostos bastante estáveis e resistentes à decomposição e à oxidação (Primavesi, 2002). Devido a essa estabilidade, não é tão sensível às perturbações causadas pelo efeito de borda e pelas mudanças de uso do solo. Entretanto, o carbono da camada superficial do solo é composto principalmente por matéria orgânica particulada e é mais sensível às mudanças na vegetação, bem como a perturbações causadas pelo manejo intenso do solo. Plantações de Eucalipto, que não contrastam com a floresta tanto quanto o campo, poderiam ser menos impactantes ao solo do que uma cobertura não florestal, entretanto o manejo intenso do solo do eucalipto, mesmo que periódico, parece causar perdas de estoque de carbono na camada superficial. O campo, apesar de não ser uma cobertura florestal para o solo, sofre perturbações constantes pelo pisoteio do gado e ação das chuvas, mas a matéria orgânica incorporada ao solo a partir das raízes e o papel dessas raízes na estabilização do solo contra a erosão, causam menos perdas ao estoque de carbono no solo do que as perturbações menos frequentes, mas mais intensas que ocorrem no eucaliptal.

5.3. Implicações

O valor muito baixo de estoque de carbono na vegetação (mais baixo do que em florestas maduras) reflete o alto grau de degradação das paisagens fragmentadas estudadas. As florestas dessas paisagens estão expostas a perturbações causadas pelos efeitos de borda e também por perturbações antrópicas (Tabarelli *et al.*, 2010; Romitelli, 2014), que levam a um predomínio de espécies pioneiras (Tabarelli *et al.*, 2010). É possível que as florestas em paisagens fragmentadas permaneçam por um

longo tempo em um estágio sucessional pouco avançado ou que nunca atinjam os níveis de estoque de carbono encontrados em florestas maduras (Tabarelli *et al.*, 2008; Santos *et al.*, 2008). Como consequência, é possível que estas matas tenham sua capacidade de prover serviços ecossistêmicos reduzida, visto que estes fragmentos armazenam uma baixa quantidade de carbono, que o processo de sucessão ocorre muito lentamente (Tabarelli & Peres, 2002) e, que a maior parte do carbono está estocado em espécies de vida curta e com alta taxa de mortalidade e substituição.

Programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) que visem reduzir emissões de CO₂ ou amenizar mudanças climáticas, quando aplicados a este tipo de paisagem, devem levar em conta a menor capacidade destas matas estocarem C acima do solo. Isto pode ser feito ao se utilizar como linha de base florestas imersas nestas mesmas paisagens, mas que tenham sofrido menos perturbações no passado e estejam hoje em situações mais favoráveis (por exemplo, em fragmentos grandes, mais antigos, longe de bordas). Ademais, PSA devem considerar o desenvolvimento sucessional das florestas nestas condições desfavoráveis e a capacidade de acúmulo de carbono em longo prazo. A contribuição de estoque de carbono principalmente pelas árvores de pequeno porte (DAP 10-20 cm) implica na necessidade de restauração ativa desses fragmentos. Devido às características dessa paisagem (grande distância entre fragmentos, matriz inóspita e baixa conectividade) e à ausência ou raridade de árvores de grande porte e às condições de borda que favorecem a auto substituição das pioneiras (Tabarelli *et al.*, 2008), é possível que essa paisagem não seja capaz de se regenerar por conta própria (Pütz *et al.*, 2011), ou que, sem manejo, isso ocorra de uma forma muito lenta. Ações de restauração devem visar o aumento da conectividade da paisagem, a fim de aumentar o fluxo de sementes, dispersores e polinizadores entre os fragmentos, reduzindo o impacto negativo da matriz sobre a composição das espécies vegetais da floresta.

Apesar do estoque de carbono no solo não ser afetado pelas alterações climáticas causadas pelos efeitos de borda, esse estoque é sensível a mudanças no uso da terra que causam perturbações muito intensas no solo. As perturbações no solo em consequência do preparo do solo para o plantio comercial de espécies florestais, como o eucalipto, e a completa exposição do solo à precipitação no final do ciclo de plantio podem modificar a estrutura da camada superficial do solo e levar a perdas de

carbono por erosão e decomposição. Assim, o tipo de cobertura do solo pode não ser o fator mais importante na perda de carbono do solo e a intensidade de manejo e perturbação antrópica do solo pode ser determinante das perdas de carbono em decorrência das mudanças de uso da terra.

Desta forma, deve-se reconhecer que há uma alta heterogeneidade na distribuição espacial no estoque de C em paisagens fragmentadas e que, na medida do possível, programas que visem melhorar a estrutura destas paisagens com o objetivo de manter ou aumentar a provisão de SE de regulação climática prestado por essas matas devem atuar de forma a: i) reduzir a proporção de matas em situação de borda; ii) incentivar a manutenção de florestas em um estágio sucessional mais avançado; iii) aumentar a permeabilidade da matriz de uso humano, principalmente com usos ou práticas que levem a uma menor desestruturação do solo; iv) manter florestas nas áreas mais íngremes.

6. Conclusões

Os fragmentos estudados têm uma capacidade muito baixa de armazenamento de C na vegetação. Ao contrário do esperado, as bordas dos fragmentos jovens estocam mais carbono do que o interior e do que as bordas e o interior dos fragmentos antigos, principalmente devido ao aumento do estoque de carbono em árvores de pequeno porte. É possível que os fragmentos jovens (regenerantes) possuam mais espécies pioneiras, que têm seu recrutamento e crescimento favorecidos pelos efeitos de borda, do que os fragmentos antigos (remanescentes). Nos fragmentos em contato com matriz de eucalipto, esse efeito foi ainda mais evidente e uma das explicações possíveis é que nessas bordas as sementes vindas do sub-bosque do eucaliptal contribuam com esse aumento no estoque de carbono da borda. Apesar de maior, o estoque de carbono nas bordas dos fragmentos em regeneração, não pode ser interpretado como sinal de qualidade ambiental, pois essas florestas dominadas por espécies pioneiras podem não garantir a prestação de outros SE e a manutenção da biodiversidade.

O estoque de carbono no solo não foi afetado pelos efeitos de borda, mas foi maior em áreas com alta declividade, principalmente as com cobertura florestal, onde a ocupação antrópica deve ter sido menos frequente ou menos intensa devido à dificuldade de acesso. Esse estoque de carbono no solo foi menor na camada superficial do solo do eucaliptal, principalmente em áreas com alta declividade, e pode estar relacionado à perda (por erosão ou oxidação) de matéria orgânica causada pela perturbação periódica do solo. O estoque de carbono no solo é mais resistente às perturbações causadas pela fragmentação do que o estoque de carbono na vegetação, mas parece ser afetado por perturbações intensas e frequentes ou pelo acúmulo das perturbações ao longo do tempo. Usos do solo que causem menos distúrbio no solo parecem ser mais benéficos ao estoque de carbono no solo. Todavia, o carbono atualmente estocado no solo pode não ser totalmente proveniente do uso atual do solo, mas ter sido depositado pela floresta antes do desmatamento (Huth *et al.*, 2012). Estudos que avaliem a proveniência do estoque de carbono no solo a partir de análise

de isótopos de ^{13}C colaboram com o melhor entendimento das mudanças de uso do solo sobre o estoque de carbono.

Esses dados evidenciam que vários elementos da composição e configuração da paisagem são capazes de modular o estoque de carbono em matas secundárias situadas em paisagens fragmentadas, e que este padrão espacial deve ser considerado em políticas públicas que visem fomentar serviços ecossistêmicos de regulação climática.

7. Resumo

As florestas representam o mais importante reservatório de carbono (C) dentre os ecossistemas terrestres e sua conversão para usos antrópicos da terra pode afetar o estoque de C na vegetação e no solo. Esse processo pode ser mediado pela composição e configuração da paisagem, em particular em função dos efeitos de borda nas áreas florestais e pelas mudanças no tipo de uso do solo e na idade das matas. Este trabalho tem como objetivo investigar como a distância da borda, as mudanças de uso do solo, a matriz e a idade da mata impactam os estoques de C na vegetação e no solo em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica. Para isso, foram escolhidos doze fragmentos florestais (14 – 235 ha) em duas classes de idade (jovens: <50 anos e antigos ≥ 70 anos) e em contato com diferentes tipos de matriz (plantações de Eucalipto, que têm menor contraste com a floresta, e campo antrópico, com maior contraste), onde foram estimados os estoques de C acima e abaixo do solo ao longo de dois transectos com 130 x 5 m perpendicular à borda de cada fragmento. No total foram amostrados 1.310 troncos e coletadas amostras de solo em três profundidades entre 0-30 cm e em quatro distâncias da borda, além de amostras de solo nos dois tipos de matriz. O estoque de C foi calculado por equações alométricas para a vegetação e por oxidação do C orgânico para o solo. Concorreram modelos lineares mistos com o estoque de C na vegetação ou no solo em função de diferentes combinações das variáveis: idade do fragmento, tipo de matriz e a distância da borda. Para o estoque de carbono no solo também concorreram modelos com combinações entre tipo de uso do solo e a declividade do terreno. O estoque de C teve média de $14,84 \pm 5,67 \text{ Mg ha}^{-1}$ na vegetação e $74,86 \pm 19,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ no solo da floresta (profundidade 0-30 cm). O *estoque de C na vegetação* foi, conforme esperado, menor nas bordas de fragmentos antigos com matriz de campo, principalmente nos primeiros 40 m. No entanto, contrariamente ao esperado, em fragmentos jovens, o estoque de C foi invertido, sendo maior nas bordas, principalmente em contato com a matriz de eucalipto e nos primeiros 40 m da borda. Esse padrão foi determinado principalmente pela contribuição de C das árvores com DAP 10-20 cm, as quais foram responsáveis por grande parte do estoque de C (46%). O *estoque de C no solo* não foi explicado pela idade, matriz ou distância da borda, mas varia com a declividade dependendo do

tipo de uso do solo: aumentou na floresta, diminuiu no eucaliptal e não variou no campo. Os resultados sugerem que os efeitos de borda têm um impacto diferente na biomassa aérea em fragmentos antigos (remanescentes) e jovens (regenerantes). Assim, os efeitos de borda podem estar beneficiando a comunidade vegetal presente nos fragmentos jovens e prejudicando a comunidade dos fragmentos antigos. O estoque de C do solo é pouco sensível às alterações da estrutura florestal (i.e. aos efeitos de borda e da idade da mata), porém responde ao tipo de uso do solo, sendo perdido quando este uso é mais intenso. Em suma, os resultados mostram que os estoques de C em paisagens que sofreram longo processo de desmatamento e fragmentação, como as da Mata Atlântica, são bastante heterogêneos e modulados pela estrutura da paisagem. Esse processo levou a importantes perdas nos estoques aéreos, enquanto os estoques no solo ainda permanecem altos, em particular em áreas florestais ou menos manejadas. Esse padrão espacial heterogêneo nos estoques de C em paisagens fragmentadas deve ser considerado em políticas públicas que visem fomentar serviços ecossistêmicos de regulação climática em florestas tropicais.

PALAVRAS-CHAVE: Efeitos de borda, Estrutura da paisagem, Serviços Ecossistêmicos

8. *Abstract*

Among terrestrial ecosystems, the forests compose the most important carbon reservoir and its conversion for anthropogenic use may affect the stored carbon in both vegetation and soil. In this context, the landscape structure (composition and configuration) can strongly modulated this process throughout edge effects and consequently by changes on land use and forest age. We aim investigate how edge effects, the changes on land use, the type of matrix and the forest age affects the carbon stock in fragmented landscapes in the Brazilian Atlantic Forest. For this, were chosen twelve forest fragments (14-235 ha) in two age classes (second growth <50 years and old growth ≥ 70 years) and in contact with different kinds of matrix (eucalyptus plantations - less contrasting edge and anthropogenic fields – more contrasting edge). In each forest fragment was stablished two perpendicular transects to the forest edge (130 x 5 m) where the stored carbon below and above-ground were estimated. In total were sampled 1.310 trunks and 756 soil samples in both types of matrix in four edge distances and carbon stored was calculated using allometric equations for vegetation and carbon organic oxidation for soil. Linear Mixed Models were building where the carbon stored above and below-ground could be a function of different combining variables: forest age, matrix type and edge distance. For the stored carbon below-ground were also included in the models the soil type and soil slope. The mean stored carbon above and below-ground was respectively $14.84 \pm 5.67 \text{ Mg.ha}^{-1}$ and $74.86 \pm 19.0 \text{ Mg.ha}^{-1}$. The stored carbon above-ground was lower in the edge (mainly first 40 m) in the most contrasting matrix (anthropogenic fields). However, unlike our hypothesis the stored carbon was reverse in the youngest forests with higher values in the edge (mainly in eucalyptus matrix and in the first 40m of the edge). This pattern can be assigned by the higher number of trees with DAP 10-20 which were responsible of the major part of the stored carbon (46%). The stored carbon below-ground has no relationship with the forest age, with the matrix type, neither with the edge distance. Although, it varies with the slope and land use: increase in the forest and decrease in eucalyptus plantations and does not change in the anthropogenic fields. Our results suggests that edge effects has different impact on stored carbon above-ground in old-growth and second-growth forests. The

microclimatic changes due edge effects seems benefits second-growth forest composition while in old-growth forests, the opposite seems occurs. The carbon stored below-ground is little sensitive to changes on forest structure (i.e. edge effects and forest age), for another hand, it seems be strongly related with the land use type where the higher losses occurs when the land use is more intense. Nevertheless, the stored carbon above-ground are very heterogeneous and it should be due the intense process of deforestation and fragmentation of the Atlantic Forest. This intense process lead to important losses of stored biomass while the stored carbon below-ground remains higher mainly in forested areas or lesser managed lands. This heterogeneous pattern of stored carbon found in fragmented landscapes should be considered by decision makers aiming the provision of regulation ecosystem services mainly related to climate change in tropical forests.

KEYWORDS: Edge effects, Landscape structure, Ecosystem Services

9. Referências Bibliográficas

ACHARD, F. et al. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. **Global change biology**, v. 20, n. 8, p. 2540-2554, 2014.

ALVES, L. F. et al. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 5, p. 679-691, 2010.

ANDRADE, F. et al. Carbon stocks in Brazilian latosols (Oxisols) from different morphoelimitic regions and management systems. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 35, n. 15-16, p. 2125-2136, SEP 2004.

ASNER, G. P. et al. A contemporary assessment of change in humid tropical forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1386-1395, 2009.

BACCINI, A. et al. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, v. 2, p. 182-185, 2012.

BALIEIRO, F. D. C. et al. Soil carbon and nitrogen in pasture soil reforested with eucalyptus and guachapele. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1253-1260, 2008.

BOLINDER, M. et al. Root biomass and shoot to root ratios of perennial forage crops in eastern Canada. **Canadian Journal of Plant Science**, v. 82, n. 4, p. 731-737, 2002.

BRAAT, L. C.; DE GROOT, R. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 4-15, 2012.

BROKAW, N. V. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecology**, v. 66, n. 3, p. 682-687, 1985.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. **Plant and Soil**, v. 124, n. 1, p. 53-64, 1990.

BURGER, Déborah Moreira; DELITTI, Welington Braz Carvalho. Allometric models for estimating the phytomass of a secondary Atlantic Forest area of southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 4, p. 0-0, 2008.

BURNHAM, Kenneth P.; ANDERSON, David R. Multimodel inference understanding AIC and BIC in model selection. **Sociological methods & research**, v. 33, n. 2, p. 261-304, 2004.

CARVALHO, J. L. N. et al. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 110, n. 1, p. 175-186, 2010.

CERRI, C. C.; VOLKOFF, B.; ANDREAUX, F. Nature and behaviour of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. **Forest Ecology and Management**, v. 38, n. 3-4, p. 247-257, FEB 1991.

CERRI, C. E. P. et al. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 815-832, May 2004.

CHAPIN, F. et al. The changing global carbon cycle: linking plant-soil carbon dynamics to global consequences. **Journal of Ecology**, v. 97, n. 5, p. 840-850, SEP 2009.

CHAVE, J. et al. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. **Journal of Ecology**, v. 91, n. 2, p. 240-252, Apr 2003.

COSTA, O. et al. SOIL CARBON STOCKS UNDER PASTURE IN COSTAL TABLELAND AREAS IN SOUTHERN BAHIA STATE, BRAZIL. **Revista Brasileira De Ciencia Do Solo**, v. 33, n. 5, p. 1137-1145, SEP-OCT 2009.

COUTINHO, R. et al. Carbon and nitrogen stocks and N₂O emission under different land use in Atlantic Forest biome. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 45, n. 2, p. 195-203, FEB 2010.

CULLEN, L. et al. Agroforestry buffer zones and stepping stones: tools for the conservation of fragmented landscapes in the Brazilian Atlantic Forest. **Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes**. Island Press, Washington, p. 415-430, 2004.

D'ANGELO, S. A. et al. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, n. 2, p. 243-246, 2004.

DAILY, G. C. et al. **Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems**. Ecological Society of America Washington (DC), 1997.

DAVIDSON, E.; JANSSENS, I. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. **Nature**, v. 440, n. 7081, p. 165-173, MAR 9 2006.

DE GROOT, Rudolf S. et al. **Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making**. Wolters-Noordhoff BV, 1992.

DE GROOT, R. S. et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 3, p. 260-272, 2010.

DE MELO, F. P. L.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 132, n. 1, p. 50-60, 2006.

DE PAULA, M. D.; ALVES COSTA, C. P.; TABARELLI, M. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, v. 4, n. 3, p. 349-358, 2011.

DE PAULA, M. D.; COSTA, C. P. A.; TABARELLI, M. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, v. 4, n. 3, p. 349-358, 2011.

DEAN, W. **A ferro e fogo - A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo, SP: Companhia das Letras, 484, 1996.

DIDHAM, Raphael K.; LAWTON, John H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments1. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 17-30, 1999.

DIELEMAN, W. I. J. et al. Soil carbon stocks vary predictably with altitude in tropical forests: Implications for soil carbon storage. **Geoderma**, v. 204, p. 59-67, Aug 2013.

DITT, E. H. et al. Defying legal protection of Atlantic Forest in the transforming landscape around the Atibainha reservoir, south-eastern Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 86, n. 3-4, p. 276-283, Jun 3 2008.

DIXON, R. K. et al. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. **Science**, v. 263, p. 185-190, 1994.

DO CARMO, J. et al. Conversion of the coastal Atlantic forest to pasture: Consequences for the nitrogen cycle and soil greenhouse gas emissions. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 148, p. 37-43, FEB 15 2012.

DON, A.; SCHUMACHER, J.; FREIBAUER, A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 17, n. 4, p. 1658-1670, APR 2011.

EMBRAPA. 1997. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo / Centro Nacional de Pesquisa de Solos. – 2. ed. rev. atual. – Rio de Janeiro. 212p. : il. (EMBRAPA-CNPS. Documentos ; 1)

EMBRAPA. 2002. Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra/ AREVALO, L.A., ALEGRE, J.C. E VILCAHUANAM, L.J.M. – Colombo: Embrapa Florestas. 41 p. : il. (Embrapa Florestas. Documentos, 73).

ESRI, 2015. ArcMap 10. Em: Environmental Systems Resource Institute, Redlands, California.

FADINI, A.; CARVALHO, P. Os usos das águas do moinho—Um estudo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Moinho—Nazaré Paulista/SP. **II Encontro da ANPPAS**, 2004.

FALKOWSKI, P. et al. The global carbon cycle: A test of our knowledge of earth as a system. **Science**, v. 290, n. 5490, p. 291-296, OCT 13 2000.

FELLER, C.; BEARE, M. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, v. 79, n. 1, p. 69-116, 1997.

FENIMORE, Scott C.; CULLEN JR, Laury. Projeto Abraco Verde: A practice-based approach to Brazilian Atlantic forest conservation. **Endangered Species Update**, v. 19, n. 4, p. 179-185, 2002.

FERREIRA, L. V.; LAURANCE, W. F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. **Conservation Biology**, p. 797-801, 1997.

FIALHO, R. C.; ZINN, Y. L. CHANGES IN SOIL ORGANIC CARBON UNDER EUCALYPTUS PLANTATIONS IN BRAZIL: A COMPARATIVE ANALYSIS. **Land Degradation & Development**, v. 25, n. 5, p. 428-437, Sep-Oct 2014.

FORMAN, R.; GODRON, M. Landscape ecology. 619 pp. **Jhon Wiley & Sons, New York**, 1986.

FORMAN, R. T. Some general principles of landscape and regional ecology. **landscape ecology**, v. 10, n. 3, p. 133-142, 1995.

FRIEDLINGSTEIN, Pierre et al. Update on CO2 emissions. **Nature Geoscience**, v. 3, n. 12, p. 811-812, 2010.

GAMA-RODRIGUES, E. D. et al. Alterações na biomassa e na atividade microbiana da serapilheira e do solo, em decorrência da substituição de cobertura florestal nativa por plantações de eucalipto, em diferentes sítios da região Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, p. 1489-1499, 2008.

GARAY, I. et al. Comparison of organic matter and other soil properties in Acacia mangium and Eucalyptus grandis plantations. **Revista Brasileira De Ciencia Do Solo**, v. 27, n. 4, p. 705-712, JUL-AUG 2003 2003.

GROENEVELD, J. et al. The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. **Ecological Modelling**, v. 220, n. 19, p. 2450-2459, 2009.

GUO, L.; GIFFORD, R. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**, v. 8, n. 4, p. 345-360, APR 2002 2002.

HUGHES, Terry P. et al. Multiscale regime shifts and planetary boundaries. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 7, p. 389-395, 2013.

HARDT, E. et al. The influence of natural and anthropogenic landscapes on edge effects. **Landscape and Urban Planning**, v. 120, p. 59-69, 2013.

HARPER, K. A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 768-782, Jun 2005.

HERMANN, A.; SCHLEIFER, S.; WRBKA, T. The concept of ecosystem services regarding landscape research: a review. **Living Rev. Landscape Res**, v. 5, n. 1, p. 1-37, 2011.

HOUGHTON, R. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. **Global Change Biology**, v. 11, n. 6, p. 945-958, 2005.

HOUGHTON, R. A.; HALL, Forrest; GOETZ, Scott J. Importance of biomass in the global carbon cycle. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences (2005–2012)**, v. 114, n. G2, 2009.

HOUGHTON, Richard A. et al. Carbon emissions from land use and land-cover change. **Biogeosciences**, v. 9, n. 12, p. 5125-5142, 2012.

HOUGHTON, R. A. The emissions of carbon from deforestation and degradation in the tropics: past trends and future potential. **Carbon Management**, v. 4, n. 5, p. 539-546, 2013.

HUTH, T. et al. Soil carbon and nutrient changes associated with deforestation for pasture in southern Costa Rica. **Biotropica**, v. 44, n. 5, p. 661-667, 2012.

IBGE, 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. In, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro,RJ, p. 271.

IF, 2010. Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo. In. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Instituto Florestal, São Paulo,SP.

JACKSON, R. et al. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. **Oecologia**, v. 108, n. 3, p. 389-411, 1996.

JOBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecological applications**, v. 10, n. 2, p. 423-436, 2000.

KUZYAKOV, Y.; DOMANSKI, G. Carbon input by plants into the soil. Review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 163, n. 4, p. 421-431, 2000.

LAGANIERE, J.; ANGERS, D.; PARE, D. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 16, n. 1, p. 439-453, JAN 2010.

LAL, Rattan. Forest soils and carbon sequestration. **Forest ecology and management**, v. 220, n. 1, p. 242-258, 2005.

LAURANCE, W. F. et al. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. **Science**, v. 278, n. 5340, p. 1117-1118, Nov 7 1997.

LAURANCE, W. F. et al. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation biology**, v. 12, n. 2, p. 460-464, 1998.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2032-2040, 1998.

LAURANCE, W. F. et al. Conservation - Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, n. 6780, p. 836-836, Apr 20 2000.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 105-116, Jan 2001.

LAURANCE, W. F. Hyperdynamism in fragmented habitats. **Journal of Vegetation Science**, v. 13, n. 4, p. 595-602, Aug 2002.

LAURANCE, W. F. et al. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 50, p. 19010-19014, 2006a.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 469-482, Feb 2006b.

LAURANCE, W. F. et al. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **PLoS One**, v. 2, n. 10, p. e1017, 2007.

LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1137, 2009.

LAURANCE, W. F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56-67, 2011.

LI, D.; NIU, S.; LUO, Y. Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta-analysis. **New Phytologist**, v. 195, n. 1, p. 172-181, JUL 2012.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717-1725, 2008.

LIMA, A. M. et al. Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 235, n. 1, p. 219-231, 2006.

LIMA, A. et al. Soil organic matter fractions after three decades of eucalypt cultivation in the Rio Doce Valley, Brazil. **Revista Brasileira De Ciencia Do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1053-1063, MAY-JUN 2008.

LINDNER, A. Biomass storage and stand structure in a conservation unit in the Atlantic Rainforest—The role of big trees. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 12, p. 1769-1773, 2010.

LINDENMAYER, David B.; FISCHER, Joern. **Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis**. Island Press, 2006.

LOVEJOY, T. E. et al. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. **Conservation Biology**, v., 1986.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity co-benefits under redd+? **Global change biology**, 2015.

MANDE, H. K. et al. Factors responsible for spatial and temporal variation of soil CO₂ efflux in a 50 year recovering tropical forest, Peninsular Malaysia. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 9, p. 5559-5569, 2015.

MARIN-SPIOTTA, E.; OSTERTAG, R.; SILVER, W. L. Long-term patterns in tropical reforestation: Plant community composition and aboveground biomass accumulation. **Ecological Applications**, v. 17, n. 3, p. 828-839, Apr 2007.

MARIN-SPIOTTA, E.; SHARMA, S. Carbon storage in successional and plantation forest soils: a tropical analysis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 1, p. 105-117, Jan 2013.

MARTINELLI, L. A. et al. Variation in Nutrient Distribution and Potential Nutrient Losses by Selective Logging in a Humid Tropical Forest of Rondonia, Brazil **Biotropica** v. 32, p. 597-613, 2000.

MCLAUCHLAN, K. The nature and longevity of agricultural impacts on soil carbon and nutrients: A review. **Ecosystems**, v. 9, n. 8, p. 1364-1382, DEC 2006 2006.

MCSHERRY, M.; RITCHIE, M. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. **Global Change Biology**, v. 19, n. 5, p. 1347-1357, MAY 2013 2013.

MEA. **Millennium Ecosystem Assessment**. Island Press. Washington, DC, p.155. 2005

MELLO, Tatiana Figueira de. **Estrutura da vegetação, cobertura florestal e preferências de uso da paisagem associadas a vertentes: as quase-florestas de São Luiz do Paraitinga**. 2009. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota neotropica**, v. 1, n. 1-2, p. 1-9, 2001.

METZGER, Jean Paul et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, 2009.

MMA. **Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007**. Brasília: MMA/SBF: 300 p. 2007.

MURTY, D. et al. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. **Global Change Biology**, v. 8, n. 2, p. 105-123, FEB 2002.

NASCIMENTO, H. E.; LAURANCE, W. F. Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. **Ecological Applications**, v. 14, n. sp4, p. 127-138, 2004.

NEILL, C. et al. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, v. 7, n. 4, p. 1216-1225, 1997.

NEPSTAD, Daniel C. et al. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, n. 6727, p. 505-508, 1999.

NEUMANN-COSEL, L. et al. Soil carbon dynamics under young tropical secondary forests on former pastures-A case study from Panama. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1625-1633, May 15 2011.

NOGUEIRA, L. et al. Soil dynamics and carbon stocks 10 years after restoration of degraded land using Atlantic Forest tree species. **Forest Systems**, v. 20, n. 3, p. 536-545, DEC 2011.

NUMATA, I. et al. Determining dynamics of spatial and temporal structures of forest edges in South Western Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 11, p. 2547-2555, 2009.

OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. S.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, v. 38, n. 04, 2004.

OLIVEIRA, M. A.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1910–1917, 2008.

PAN, Y. D. et al. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 988-993, Aug 19 2011.

PAUL, K. et al. Change in soil carbon following afforestation. **Forest ecology and management**, v. 168, n. 1, p. 241-257, 2002.

PIOTTO, D. et al. Forest recovery after swidden cultivation across a 40-year chronosequence in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. **Plant Ecology**, v. 205, n. 2, p. 261-272, 2009.

POEPLAU, C. et al. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone—carbon response functions as a model approach. **Global change biology**, v. 17, n. 7, p. 2415-2427, 2011.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. São Paulo: Nobel, 2002.

PÜTZ, S. et al. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 12, p. 1986-1997, 2011.

PUTZ, S. et al. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nat Commun**, v. 5, p. 5037, 2014.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIBEIRO, S. C. et al. Quantification of Biomass and Estimation of Carbon Stock in a Mature Forest in the Municipal District of Vicosá, Minas Gerais. **Revista Arvore**, v. 33, n. 5, p. 917-926, Sep-Oct 2009.

RIES, L. et al. Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 491-522, 2004.

ROMITELLI, I. **Spatial variability in carbon stocks in the Atlantic forest fragmented landscapes**. 2014. 64 (Master's thesis). Ecology Department, University of São Paulo, São Paulo.

SANTOS, A. B. et al. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, p. 249-260, 2008.

SCHLESINGER, W. H.; ANDREWS, J. A. Soil respiration and the global carbon cycle. **Biogeochemistry**, v. 48, n. 1, p. 7-20, 2000.

SCHMIDT, M. W. et al. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, v. 478, n. 7367, p. 49-56, 2011.

SCHWENDENMANN, L.; PENDALL, E. Effects of forest conversion into grassland on soil aggregate structure and carbon storage in Panama: evidence from soil carbon fractionation and stable isotopes. **Plant and Soil**, v. 288, n. 1-2, p. 217-232, 2006.

SILVA, W. G. et al. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 3, p. 403-411, 2007.

SILVA, W. G. D. et al. Relief influence on tree species richness in secondary forest fragments of Atlantic Forest, SE, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 2, p. 589-598, 2008.

SIX, J. A. E. T.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, Keith. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 14, p. 2099-2103, 2000.

SIZER, N.; TANNER, E. V. J. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2-3, p. 135-142, Dec 1999.

SMITH, P. et al. REVIEW: the role of ecosystems and their management in regulating climate, and soil, water and air quality. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 4, p. 812-829, 2013.

SOUSA NETO, E. et al. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic forest. **Biogeosciences**, v. 8, n. 3, p. 733-742, 2011.

TABARELLI, M.; DA SILVA, M. J. C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 7, p. 1419-1425, Jun 2004.

TABARELLI, M.; LOPES, A. V.; PEREZ, C. A. Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System. **Biotropica**, v. 40, n. 6, p. 657-661, 2008.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, n. 2, p. 165-176, 2002.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, Oct 2010.

TEEB. **Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB**. PNUMA. 2010

TEIXEIRA, A. M. G. et al. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 4, p. 1219-1230, 2009.

TIEPOLO, G. et al. Measuring and Monitoring Carbon Stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil. In, International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring. Taiwan Forestry Research Institute, Taiwan, pp. 98-115, 2002.

TILMAN, D. et al. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 50, p. 20260-20264, Dec 13 2011.

TURNER, Monica G.; GARDNER, Robert H.; O'NEILL, Robert V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process**. Springer Science & Business Media, 2001.

TURNER, M. G.; DONATO, D. C.; ROMME, W. H. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 6, p. 1081-1097, 2012.

VAN DER WERF, G. R. et al. Estimates of fire emissions from an active deforestation region in the southern Amazon based on satellite data and biogeochemical modelling. **Biogeosciences**, v. 6, n. 2, p. 235-249, 2009.

VIEIRA, S. et al. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. **Ecology and Evolution**, v. 1, n. 3, p. 421-434, NOV 2011.

VIEIRA, S. et al. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests. **Oecologia**, v. 140, n. 3, p. 468-479, Aug 2004.

WATSON, R. T. et al. **Land use, land-use change and forestry: a special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, 2000.

WHATELY, M.; CUNHA, P. Um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo **Resultados do Diagnóstico Socioambiental Participativo do Sistema Cantareira**, São Paulo, SP, p. 68, 2007.

WOODBURY, P. B.; HEATH, L. S.; SMITH, J. E. Land use change effects on forest carbon cycling throughout the southern United States. **Journal of environmental quality**, v. 35, n. 4, p. 1348-1363, 2006.

YAALON, D. H.; RICHTER, D. D. B. "The changing model of soil" revisited. **Soil Science Society of America Journal**, v. 76, n. 3, p. 766-778, 2012.

YAPP, G.; WALKER, J.; THACKWAY, R. Linking vegetation type and condition to ecosystem goods and services. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 3, p. 292-301, 2010.

10. Apêndices

Tabela A1. Equações alométricas utilizadas na estimativa de biomassa acima do solo (kg) para cada bloco de distância da borda. DAP: diâmetro à altura do peito (cm), H: altura (m).

Forma de vida	Equação Alométrica	Fonte
Árvores	$Biomassa = \exp(-3,676 + 0,951 * (\ln(DAP^2) * H))$	Burger & Delitti (2008)
Palmeiras	$Biomassa = \exp((0,9285 * (\ln(DAP^2)) + 5,7236) * 1,050001) / 10^3$	Hughes <i>et al.</i> (2013)
Samambaias	$Biomassa = -4266348 / (1 - 2792284 * \exp(-0,313677 * H))$	Tiepolo <i>et al.</i> (2002)
<i>Araucaria angustifolia</i>	$Biomassa = \exp(-2,09238 + 2,41141 * \ln(DAP))$	Schumacher <i>et al.</i> (2011)

Tabela A2. Resultado da seleção de modelos com o estoque de carbono no solo como variável resposta em função da profundidade e do tipo de cobertura/uso do solo. Os modelos com maior suporte ($\Delta AIC \leq 2$) estão destacados em negrito.

	Modelos	AIC	delta AIC	w AIC
estoque de C dos diferentes usos (campo, eucaliptal e floresta)				
C no solo ~	profundidade + (1 fragmento)	1641.2	0	0.632
C no solo ~	USO * profundidade+ (1 fragmento)	1643.3	2.12	0.219
C no solo ~	USO + profundidade+ (1 fragmento)	1644	2.88	0.15
C no solo ~	NULO	1662.9	21.72	0
C no solo ~	USO + (1 fragmento)	1665.8	24.6	0
estoque de C da floresta				
C no solo ~	profundidade + (1 fragmento)	979.8	0	0.959
C no solo ~	NULO	986.1	6.3	0.041
estoque de C do eucaliptal				
C no solo ~	profundidade + (1 fragmento)	324.3	0	1
C no solo ~	NULO	348.2	23.89	0
estoque de C do campo				
C no solo ~	profundidade + (1 fragmento)	318.8	0	0.827
C no solo ~	NULO	322	3.12	0.173

Tabela A3. Resumo das estatísticas dos melhores modelos ($\Delta AIC \leq 2$) para o teste das hipóteses *i*, *ii* e *iii* com razão carbono (C) na vegetação como variável resposta. Em a) modelos considerando DAP 10-50 cm e em b) razão de C árvores com DAP 10-20 cm.

Variável resposta	Variável preditora	Estimado	Erro padrão	df	Valor t	Pr(> t)
a) razão C vegetação (DAP 10 - 50 cm)						
razão C veg ~ Idade * Distância + (1 fragmento)						
	(Intercepto)	0.6696	0.1389	24	4.82	6.56E-05 ***
	Idade Jovem	0.5746	0.1965	24	2.925	0.00741 **
	Distância 40-80 m	0.3312	0.1965	24	1.686	0.10476
	Idade Jovem : Distância 40-80 m	-0.7676	0.2778	24	-2.763	0.01082 *
razão C veg ~ Matriz + Idade * Distância + (1 fragmento)						
	(Intercepto)	0.7964	0.1441	24	5.526	1.10E-05 ***
	Matriz Eucalipto	-0.2536	0.1289	24	-1.968	0.06078 .
	Idade Jovem	0.5746	0.1823	24	3.152	0.00431 **
	Distância 40-80 m	0.3312	0.1823	24	1.817	0.08174 .
	Idade Jovem : Distância 40-80 m	-0.7676	0.2578	24	-2.977	0.00655 **
b) razão C vegetação DAP 10 - 20 cm						
razão C veg ~ Idade * Distância + (1 fragmento)						
	(Intercepto)	0.755069	0.118816	24	6.355	1.43E-06 ***
	Idade Jovem	0.548836	0.168032	24	3.266	0.00327 **
	Distância 40-80 m	-0.007172	0.168032	24	-0.043	0.96631
	Idade Jovem : Distância 40-80 m	-0.479946	0.237633	24	-2.02	0.05472 .
razão C veg ~ Matriz + Idade * Distância + (1 fragmento)						
	(Intercepto)	0.743002	0.132727	24	5.598	9.23E-06 ***
	Matriz Eucalipto	0.024134	0.118714	24	0.203	0.84062
	Idade Jovem	0.548836	0.167887	24	3.269	0.00325 **
	Distância 40-80 m	-0.007172	0.167887	24	-0.043	0.96628
	Idade Jovem : Distância 40-80 m	-0.479946	0.237429	24	-2.021	0.05452 .
razão C veg ~ Idade * Distância + (1 fragmento)						
	(Intercepto)	0.8751	0.1113	24	7.862	4.29E-08 ***
	Idade Jovem	0.3089	0.1285	24	2.403	0.0243 *
	Distância 40-80 m	-0.2471	0.1285	24	-1.923	0.0664 .

Tabela A4. Resumo das estatísticas dos melhores modelos ($\Delta AIC \leq 2$) para o teste das hipóteses iv e v com o estoque de carbono (C) no solo como variável resposta. Em a) profundidade 0-30 cm; em b) profundidade 0-10 cm; em c) profundidade 10-20 cm; e em d) profundidade 20-30 cm.

Variável resposta	Variável preditora	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t)	
a)estoque C solo profundidade 0-30 cm							
estoque C solo ~declividade + (1 fragmento)							
	(Intercepto)	60.2007	4.512	78	1.33E+01	< 2e-16	***
	declividade	0.8111	0.2592	83.9	3.129	0.00241	**
estoque C solo ~declividade + uso do solo + (1 fragmento)							
	(Intercepto)	58.0011	5.499	57.8	1.05E+01	4.44E-15	***
	declividade	0.8636	0.2601	83.8	3.32	0.00133	**
	uso Eucalipto	-3.0958	5.6913	31.3	-0.544	0.59033	
	uso Floresta	3.8306	4.7254	27	0.811	0.42466	
estoque C solo ~declividade * uso do solo + (1 fragmento)							
	(Intercepto)	71.65942	9.66762	78.4	7.41E+00	1.25E-10	***
	declividade	-0.07121	0.60613	83.7	-0.117	0.9068	
	uso Eucalipto	-3.4452	15.91183	75.3	-0.217	0.8292	
	uso Floresta	-15.7173	10.99453	78.4	-1.43	0.1568	
	declividade : uso Eucalipto	0.1969	0.9012	81.3	0.218	0.8276	
	declividade : uso Floresta	1.32507	0.67859	84	1.953	0.0542	.
b)estoque C solo profundidade 0-10 cm							
estoque C solo ~declividade + (1 fragmento)							
	(Intercepto)	16.7619	2.1879	78.7	7.661	4.05E-11	***
	declividade	0.341	0.1179	77.8	2.892	0.00497	**
estoque C solo ~declividade + uso do solo + (1 fragmento)							
	(Intercepto)	18.2157	2.8126	50.8	6.476	3.71E-08	***
	declividade	0.3694	0.1174	78.3	3.147	0.00233	**
	uso Eucalipto	-5.8665	3.1779	27.9	-1.846	0.07554	.
	uso Floresta	-0.9562	2.6848	25.4	-0.356	0.72466	
estoque C solo ~declividade * uso do solo + (1 fragmento)							
	(Intercepto)	21.2658	4.6713	80.5	4.552	1.86E-05	***
	declividade	0.1607	0.2821	82.4	0.57	0.571	
	uso Eucalipto	-1.7455	7.7385	80	-0.226	0.822	
	uso Floresta	-5.8713	5.3208	79.6	-1.103	0.273	
	declividade : uso Eucalipto	-0.1888	0.4263	83.9	-0.443	0.659	
	declividade : uso Floresta	0.3323	0.3139	81.2	1.059	0.293	
c)estoque C solo profundidade 10-20 cm							
estoque C solo ~declividade + (1 fragmento)							
	(Intercepto)	22.38448	1.37884	84	16.234	< 2e-16	***
	declividade	0.2839	0.08164	84	3.478	0.000804	***
estoque C solo ~declividade * uso do solo + (1 fragmento)							
	(Intercepto)	24.64631	2.99312	84	8.234	2.06E-12	***
	declividade	0.04706	0.19079	84	0.247	0.8058	
	uso Eucalipto	1.91695	4.88618	84	0.392	0.6958	
	uso Floresta	-3.54167	3.40255	84	-1.041	0.3009	
	declividade : uso Eucalipto	-0.01786	0.28036	84	-0.064	0.9494	
	declividade : uso Floresta	0.36175	0.21435	84	1.688	0.0952	
estoque C solo ~declividade + uso do solo + (1 fragmento)							
	(Intercepto)	21.13459	1.64303	84	12.863	< 2e-16	***
	declividade	0.28741	0.08229	84	3.492	0.000766	***
	uso Eucalipto	0.77149	1.60841	84	0.48	0.632715	
	uso Floresta	1.80219	1.31357	84	1.372	0.173724	
d)estoque C solo profundidade 20-30 cm							
estoque C solo ~declividade + (1 fragmento)							
	(Intercepto)	20.5515	1.73617	78.6	11.837	<2e-16	***
	declividade	0.21768	0.09904	83.5	2.198	0.0307	*
estoque C solo ~declividade * uso do solo + (1 fragmento)							
	(Intercepto)	25.1624	3.7199	79.1	6.764	2.09E-09	***
	declividade	-0.2389	0.2316	84	-1.032	0.3052	
	uso Eucalipto	-2.7235	6.136	76.5	-0.444	0.6584	
	uso Floresta	-5.7139	4.231	78.9	-1.351	0.1807	
	declividade : uso Eucalipto	0.3465	0.3457	82.5	1.002	0.3192	
	declividade : uso Floresta	0.5906	0.2589	83.9	2.281	0.0251	*
estoque C solo ~declividade + uso do solo + (1 fragmento)							
	(Intercepto)	18.4738	2.1288	57.6	8.678	4.80E-12	***
	declividade	0.2188	0.0992	83.4	2.206	0.0301	*
	uso Eucalipto	1.9577	2.231	31.2	0.877	0.3869	
	uso Floresta	2.9788	1.8579	27.2	1.603	0.1204

Figura A1. Histograma com frequência de troncos em cada classes de DAP. Somente sete troncos possuíam DAP maior que 50 cm, sendo que todos eles tinham DAP > 10 cm.

Figura A2. Histograma com frequência de troncos por categoria de altura (m).

Figura A3. Estoque de carbono (Mg.ha⁻¹) em cada uma das profundidades do solo (0-10, 10-20 e 20-30 cm) em função do tipo de uso/cobertura do solo (campo, eucalipto e floresta). Os pontos representam as médias e as linhas, o erro padrão.