Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Incremento de carbono estocado na parte aérea de plantios de restauração
em corredores integrando unidades de conservação e fragmentos ripários

Luísa Gurjão de Carvalho Amaral

Dissertação apresentada para obtenção de título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Silvicultura e Manejo Florestal

Piracicaba
2017

Luísa Gurjão de Carvalho Amaral
Engenheira Florestal

**Incremento de carbono estocado na parte aérea de plantios de restauração em corredores
integrando unidades de conservação e fragmentos ripários**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **LUIZ CARLOS ESTRAVIZ RODRIGUEZ**

Dissertação apresentada para obtenção de título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Silvicultura e Manejo Florestal

Piracicaba
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Amaral, Luísa Gurjão de Carvalho

Incremento de carbono estocado na parte aérea de plantios de restauração em corredores integrando unidades de conservação e fragmentos ripários / Luísa Gurjão de Carvalho Amaral.- - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011 - - Piracicaba, 2017.

109 p

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

1. LiDAR 2. Estoque de carbono 3. Restauração 4. Multitemporal 5. Floresta nativa I. Título

AGRADECIMENTOS

Agradeço:

Ao IPÊ, Instituto de Pesquisas Ecológicas, pelo suporte e pela bolsa dada durante a realização do projeto. Ao Haroldo, Nivaldo, Wilsinho, Williana e Waltinho pelo auxílio e pela grande e essencial ajuda no campo. Ao Laury, Alexandre, Fernando, Simone e Clinton pelas ideias e parceira;

À ESALQ /USP pelo amparo e estrutura concedidos durante a realização do trabalho. À Giovana e ao Jefferson por todo carinho e paciência. Ao CMQ pelo suporte dados durante esses dois anos;

Ao Prof. Dr. Luiz Carlos Estraviz Rodriguez pela orientação e profissionalismo;

Ao GetLiDAR pela ajuda e discussão do trabalho, em especial para Danitiele por todo o suporte concedido;

À minha família e aos grandes amigos feitos nesses dois anos.

SUMÁRIO

RESUMO.....	6
ABSTRACT	7
1. INTRODUÇÃO	9
1.1. OBJETIVOS GERAIS	10
1.1.1. Objetivos específicos.....	10
1.2. HIPÓTESES	11
REFERÊNCIAS	12
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1. MATA ATLÂNTICA	13
2.2. RESTAURAÇÃO FLORESTAL.....	14
2.3. CONTEXTO MUNDIAL	16
2.4. CARBONO	18
2.5. MÉTODOS DIRETOS E INDIRETOS DE MEDIÇÃO DE VOLUME E BIOMASSA	19
2.6. SENSORIAMENTO REMOTO POR SISTEMAS ÓPTICOS E RADAR	22
2.7. LIDAR.....	23
REFERÊNCIAS	28
3. ACUMULO DE CARBONO EM FLORESTA MADURA E FLORESTA RESTAURADA DA MATA ATLÂNTICA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO INTERVALO DE UM ANO	35
RESUMO.....	35
ABSTRACT	35
3.1 INTRODUÇÃO.....	36
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	38
3.2.1 Área de estudo	38
3.2.2 Coleta dos dados de campo	42
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
3.4 CONCLUSÃO.....	60
REFERÊNCIAS	62
4 ESTIMATIVA DO ESTOQUE DE CARBONO NA BIOMASSA ACIMA DO SOLO UTILIZANDO TECNOLOGIA LIDAR	67
RESUMO.....	67
ABSTRACT	67
4.1 INTRODUÇÃO.....	68
4.2 Objetivos.....	69
4.2.1 Objetivos específicos:	70
4.3 MATERIAL E MÉTODOS	70
4.3.1 Localização da área de estudo.....	70
4.3.2 Estimativa do estoque de carbono em campo	71
4.3.3 Levantamento dos dados ALS	73
4.3.4 Modelagem estatística.....	80
4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	84
4.5 CONCLUSÃO.....	93
REFERÊNCIAS	95
5 ANÁLISE MULTITEMPORAL DE ACUMULO DE CARBONO COM A UTILIZAÇÃO DE VOOS LIDAR	99
RESUMO.....	99
ABSTRACT	99
5.1 INTRODUÇÃO.....	100

5.1.1	Objetivos.....	101
5.2	MATERIAL E MÉTODOS	101
5.2.1	Localização da área de estudo	101
5.2.2	Estimativa multitemporal do estoque de carbono	102
5.2.3	Levantamento dos dados ALS	104
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	106
5.4	CONCLUSÃO.....	107
	REFERÊNCIAS	108

RESUMO

Incremento de carbono estocado na parte aérea de plantios de restauração em corredores integrando unidades de conservação e fragmentos ripários

Metodologias que sejam padronizadas e consolidadas para quantificar carbono em florestas tropicais vem sendo discutidas em convenções climáticas. Este trabalho contribui para a estimativa de biomassa e carbono estocado na parte aérea de áreas de restauração da Mata Atlântica em torno de reservatórios localizados no Pontal do Paranapanema utilizando tecnologia LiDAR (*Light Detection and Ranging*). Procurou-se explorar o acúmulo e o estoque de carbono em três florestas em diferentes condições de sucessão: duas florestas caracterizadas como madura e a floresta restaurada. Na primeira etapa do trabalho, houve a escolha das equações alométricas encontradas em literatura para determinar a quantidade de carbono em cada uma das áreas utilizando variáveis medidas em campo. Assim, foi utilizada a equação de Ferez *et al.* (2015), ajustada em floresta restaurada da Mata Atlântica, para quantificar o carbono da área de estudo. Na segunda etapa do trabalho, procurou-se estimar a taxa de incremento do estoque de carbono da parte aérea, utilizando as variáveis medidas em campo obtidas em duas campanhas, nos anos de 2015 e 2016. O corredor restaurado apresentou média de $7,1 \text{ Mg.C.ha}^{-1}$, a floresta madura da ESEC apresentou $39,9 \text{ Mg.C.ha}^{-1}$, e a floresta madura do Morro do Diabo apresentou $45,2 \text{ Mg.C.ha}^{-1}$ para o ano de 2016. A fixação anual encontrada na variação do estoque de 2015 para 2016 foi de $1,2 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para a floresta restaurada, $1,6 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para a floresta madura da ESEC e $2,5 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para a floresta madura do MD. A terceira etapa do trabalho traz a modelagem realizada com dados LiDAR e dados do inventário convencional. Após utilizados métodos estatísticos para seleção de modelo, coeficiente de determinação ajustado, critério de Akaike e erro padrão da estimativa, o modelo escolhido utiliza as métricas percentil 90 e porcentagem de retornos acima de 50cm do solo para estimar carbono acima do solo, obtendo como coeficiente de determinação 0,78. A extrapolação para a área total pelo método do inventário convencional e pelo método da modelagem LiDAR apresentaram diferenças, demonstrando a utilização do LiDAR para reconhecer e retirar informações de áreas não amostradas. O quarto capítulo dessa dissertação traz a variação de carbono estimado pela modelagem com métricas LiDAR para os anos de 2015 e 2016, além do mapa do estocagem evidenciando os locais de maior sucesso e os de menor. A tecnologia LiDAR se mostrou eficiente em captar a variação ocorrida no intervalo de um ano e na quantificação de carbono.

Palavras-chave: LiDAR; Estoque de carbono; Restauração; Multitemporal; Floresta nativa

ABSTRACT

Aboveground carbon increment stored on the aerial part of restoration plantings in corridors integrating conservation units and riparian fragments

The establishment of methodologies used to quantify carbon in tropical forests are one of the main topics on climate conventions. This project contributes to the estimation of biomass and aboveground carbon stored around reservoirs located in Pontal do Paranapanema, São Paulo – Brazil, using Light Detection and Ranging (LiDAR) technology. The objective was to explore the accumulation of aboveground carbon stored in three different succession conditions: mature, secondary and restored forest. The first chapter of this thesis shows the common allometric equations found in literature used to determine the amount of carbon in each area using field variables. However, the chosen allometric equation was developed by Ferez *et al.* (2015), because it was adjusted in similar areas than the area of this work. Thus, the restored corridor presented a mean of 7.1 Mg.C.ha⁻¹, the secondary forest 39.9 Mg.C.ha⁻¹ and the mature forest 45.2 Mg.C.ha⁻¹ for the year of 2016. The annual fixation found was about 1.2 Mg.ha⁻¹ for the restored forest, 1.6 Mg.ha⁻¹ for the secondary forest and 2.5 Mg.ha⁻¹ for the mature one. The second article brings the modeling performed with LiDAR data and traditional field inventory data. After using statistical methods for model selection, the chosen model uses two metrics: percentile 90 and percentage of returns above 50 cm of height to estimate aboveground carbon. The extrapolation to the total area by traditional inventory and LiDAR modeling showed differences, demonstrating the efficiency of LiDAR to recognize information from non-sampled areas. The last chapter of the thesis brings the variation of carbon using LiDAR data through the years of 2015 and 2016. LiDAR data showed to be useful for measuring aboveground carbon and to detect the increment of the carbon stock over a year.

Keywords: LiDAR; Aboveground carbon; Restoration; Multitemporal; Native forest

1. INTRODUÇÃO

Os esforços para a redução de desmatamento e conservação dos remanescentes são globais. Programas atuais de mitigação de carbono de grande alcance e influencia como o Programa das Nações Unidas para Redução de Emissão por Desmatamento e Deflorestamento (REDD+), *The Billion Tree Campaign*, *The Bonn Challenge* e *The New York Declaration on Forests* incentivam a restauração e diminuição de Gases do Efeito Estufa (GEEs). Recentemente, em dezembro de 2015, houve a COP 21 em Paris. Nessa conferência do clima o Brasil se comprometeu a restaurar 12 milhões de hectares de florestas até 2030. A fim de atingir essas metas e trabalhar com os programas globais, programas locais foram criados, como o presente na Mata Atlântica, chamado Pacto pela Restauração da Mata Atlântica.

Estes dois pilares: quantificação de carbono e restauração florestal, se encaixam no contexto dos programas previamente citados, ou seja, trabalham em prol da redução das emissões derivadas do desmatamento, do aumento das reservas florestais de carbono, e da gestão sustentável das florestas e conservação.

Mediante o aquecimento global pelo efeito estufa e as consequências previstas em decorrência das mudanças climáticas, um novo serviço ambiental passou a ser esperado das florestas: o papel das árvores como sumidouro de carbono, e não apenas para proteção de recursos abióticos como solo e água (Melo e Durigan, 2006). No contexto das propriedades no Brasil, a restauração florestal tem apresentado expansão em função da demanda pela regularização ambiental das atividades produtivas, mitigação de impactos ambientais diversos (Brançalion *et al.*, 2012) e, também, para fins de sequestro de carbono e comercialização do mercado internacional, em projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL).

No entanto, propostas como as cotas de reserva florestal, compensação de reserva legal, redução compensada de desmatamento e negociação de critérios para financiamento de atividades econômicas devem ser postas em prática e corretamente monitoradas (Young *et al.*, 2007). A obtenção de estimativas precisas desses estoques por meio de modelos consolidados de estimação possibilita maior compreensão do potencial das florestas no sequestro e armazenamento de carbono (Amaro *et al.*, 2013), em decorrência da impossibilidade da utilização de método destrutivo devido a restrições de ordens legal e operacional (Ribeiro *et al.*, 2009).

Nesse contexto, a tecnologia LiDAR é uma alternativa para o sensoriamento remoto, pois aumenta a acurácia das medições e fornece para a análise espacial uma terceira dimensão. Devido sua capacidade de mapear nas três dimensões, fornece pontos por todo o

perfil da floresta, do solo ao topo das árvores, tornando-se, assim, um melhor instrumento de medida da distribuição vegetal nos diferentes estratos da floresta (LEFSKY *et al.*, 2002).

1.1. Objetivos Gerais

O presente trabalho visa contribuir para a quantificação de carbono estocado e o crescimento em biomassa de áreas ripárias em torno de reservatórios de hidrelétricas. São áreas de floresta restaurada e florestas maduras. As áreas em estudo se encontram no sudoeste paulista na região do Pontal do Paranapanema, apresentando 2 estágios sucessionais diferentes da Mata Atlântica de interior.

É proposto o uso da ferramenta LiDAR, tecnologia a laser aerotransportada. Essa tecnologia quando calibrada com as variáveis adquiridas por meio do inventário de campo convencional geram modelos com maior quantidade de informação. Assim, pretende-se desenvolver modelos que estimem a quantidade de carbono estocado na parte aérea das áreas de estudo com o LiDAR integrado com o inventário convencional.

1.1.1. Objetivos específicos

Três objetivos específicos foram definidos para atender o objetivo geral:

- I. Utilizar equação alométrica presente na literatura para quantificar carbono acima do solo em floresta restaurada da Mata Atlântica estacional semidecidual, e assim, obter a quantidade de carbono acima do solo na área de estudo;
- II. Determinar a biomassa acima do solo e o estoque de carbono nas três áreas em diferentes estágios sucessionais por meio da tecnologia LiDAR, tendo suas métricas interagidas com os resultados do inventário convencional;
- III. Estimar o incremento de carbono acima do solo ocorrido no decorrer de um ano pelo método convencional e através da modelagem LiDAR.

1.2. Hipóteses

As hipóteses levantadas para responder ao problema de pesquisa são:

- I. Métricas LiDAR permitem estimar a biomassa, e consequentemente, o carbono (Mg.C.ha^{-1}) de áreas florestais.
- II. É possível realizar uma modelagem com coeficiente de determinação acima de 0,7 para estimar carbono estocado acima do solo em áreas heterogêneas, apresentando diferentes estágios sucessionais.

Esta dissertação é parte do produto do projeto “Desenvolvimento de Tecnologias para Valoração de Serviços Ecossistêmicos e do Capital Natural em Programas de Meio Ambiente” gerenciado pelo Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) e financiado pela CTG.

A primeira parte deste trabalho apresenta uma revisão bibliográfica dos tópicos que permeiam o projeto. A segunda parte apresenta os dados do inventário de campo que geraram a estimativa da biomassa encontrada por meio da utilização das melhores equações encontradas na literatura para as três condições da área do projeto nos anos de 2015 e 2016. A terceira parte traz a modelagem realizada com os dados LiDAR e os dados de campo, assim como, a estimativa de carbono para toda a área gerada por este método. A quarta etapa mostra a taxa de acúmulo de carbono entre 2015 e 2016 captada pelo segundo voo ocorrido em 2016.

REFERÊNCIAS

- AMARO, M. A.; SOARES, C. P. B.; SOUZA, A. L.; LEITE, H. G.; SILVA, G. F. Estoque Volumétrico de Biomassa e de Carbono em uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v.37, n.5, p. 849–857, 2013.
- BRANCALION, P.H.S.; VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Avaliação e Monitoramento de Áreas em Processo de Restauração. In: Martins, S.V. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 1ed. Viçosa: UFV, 2012, p. 262-293.
- LEFSKY, M.A.; COHEN, W.B.; PARKER, G.G.; HARDING, D.J. Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies. **Bioscience**.v. 52, n.1. p:19 – 30. 2002
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 71, p. 149–154, 2006.
- RIBEIRO, S. C. JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V.; SOUZA, A. L.; NARDELLI, A. M. B. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**. Viçosa - Minas Gerais. V. 33, n. 5, p. 917–926, 2009.
- YOUNG, C. E.; KHAIR, A.; SIMOENS, L. A.; MACKNIGHT, V. Fundamentos Econômicos da Proposta de Pacto Nacional pela Valorização da Floresta e pelo Fim do Desmatamento na Floresta Amazônica: Relatório final Equipe de consultores, Brasil, 65f, 2007.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Mata Atlântica

No Brasil, o bioma que mais sofreu impactos ambientais dos ciclos econômicos na história do país foi a Mata Atlântica, que originalmente estendia-se do Ceará ao Rio Grande do Sul (Lacerda *et al.*, 2009). Segundo Santos e Câmara (2002) na região original da Mata Atlântica residem cerca de 70% da população brasileira e estão estruturadas as maiores atividades agrícolas, as mais intensivas, e os mais importantes polos industriais no Brasil. Os ciclos econômicos geraram impactos para este bioma em decorrência do mau uso do solo, agricultura, pecuária, exploração madeireira e da pressão pelo crescimento populacional, causando a fragmentação da cobertura florestal nativa e restringindo a pequenas porções de terra distanciadas e não conectadas entre si (Rodrigues e Gandolfi, 2007). Segundo relatório do SOS Mata Atlântica (2015), restam apenas 7% de fragmentos com mais de 100 hectares.

Devido este contexto, apenas 33 mil km² (2,7% da área total do bioma) estão protegidos por Unidades de Conservação. Esse quadro, composto pela riqueza biológica e pelo alto grau de ameaças, faz com que a Mata Atlântica ocupe o quarto lugar no ranking das regiões prioritárias para a conservação da biodiversidade do mundo (Myers *et al.*, 2000). Além de fazer parte da Reserva da Biosfera desde 1991, categoria internacional de unidade de conservação criada pela UNESCO que visa a proteger áreas representativas de diferentes biomas e conservar uma amostragem da diversidade mundial (Ribeiro *et al.*, 2009).

Este bioma é composto por um mosaico de diferentes formações florestais. Fazem parte sua composição original vegetações florestais definidas como florestas ombrófilas densas, ombrófilas abertas, ombrófilas mistas, florestas estacionais decidual e semidecidual, e ecossistemas associados como campos de altitude, manguezais e restingas (Ribeiro *et al.*, 2009MMA). A Floresta Estacional Semidecidual, também denominada Mata Atlântica de Interior, ocorre no interior do país, abrangendo os estados de Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Mato Grosso do Sul, Goiás, Bahia e Espírito Santo. Sendo essa a fitofisionomia mais devastada restando pouco mais de 4% de sua distribuição original (Ribeiro *et al.*, 2009).

A fragmentação da cobertura florestal nativa restringiu o bioma Mata Atlântica a pequenas porções de terra desconectados. As consequências da fragmentação e do isolamento tem implicações ecológicas e genéticas, tais como: extinção, perda de heterogeneidade de habitats, aumento do número de espécies invasoras, consanguinidade – resultando em menor variabilidade genética (Emerson, 2008). Conforme Forman (1995), “o desenho de paisagens e

regiões sustentáveis é essencial para manter simultaneamente a integridade ecológica e as necessidades humanas básicas por gerações”.

A prática que visa reconectar fragmentos de remanescentes florestais, faixas de cobertura vegetal que permitem o fluxo de espécies de uma área para outra, criando, assim, possibilidades de regeneração natural que contribuem para a recuperação do ecossistema, são os chamados corredores ecológicos (Vos *et al.*, 2002). A funcionalidade de corredores ecológicos envolve auxiliar na diversidade de plantas através do aumento da possibilidade de polinização e dispersão de sementes, como consequência do aumento da fauna e de melhores condições para a regeneração ser bem-sucedida (Damschen *et al.*, 2006).

Há no Brasil algumas iniciativas que preveem a formação de corredores ecológicos, destacando-se os projetos do Ministério do Meio Ambiente (MMA) para o Corredor Central da Mata Atlântica (Ribeiro *et al.*, 2009) e o Corredor da Serra do Mar.

2.2. Restauração florestal

Para reverter o cenário degradado que hoje a Mata Atlântica enfrenta, a sua restauração ecossistêmica deve ser abordada com uma perspectiva de paisagem, para garantir a adequação de fluxos, de interações e de intercâmbios com os ecossistemas contíguos. Assim, uma paisagem consiste de um mosaico de dois ou mais ecossistemas que intercambiam organismos, energia, água e nutrientes (Emerson, 2008) Ou seja, a restauração ecológica tem como objetivo legítimo a reintegração de ecossistemas e paisagens fragmentadas (SER, 2004).

A definição padrão de restauração ecológica dada pela *Society for Ecological Restoration International* (SER) é “o processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído”. Considera-se que a restauração ecológica deve abranger um número suficiente de espécies para restabelecer a riqueza da comunidade com espécies nativas capazes de autoperpetuação a longo prazo, assim, os projetos de restauração se baseiam em cenários da paisagem regional como referência (SERI, 2004).

Segundo Begon *et al.* (2006), para que uma determinada espécie se perpetue em uma área em processo de restauração, é preciso que obtenha sucesso na sua floração, frutificação e dispersão, para que essas sementes gerem descendentes capazes de se desenvolver a ponto de substituir as árvores mãe. Nesse conjuntura, a restauração ecológica tem como meta auxiliar ou iniciar a recuperação, enquanto o manejo objetiva garantir o bem-estar constante do ecossistema restaurado daí em diante (SERI, 2004).

Com relação às dinâmicas populacionais em florestas tropicais, observou-se que a substituição das espécies ocorre de forma gradual e que a dinâmica de clareiras possibilita a substituição de grupos ecológicos ou categorias sucessionais, sendo usualmente denominadas pioneiras, secundárias e climáticas (Rodrigues *et al.*, 2009).

Segundo Rodrigues *et al.* (2009), esses grupos sucessionais apresentam exigências e características diferentes uns dos outros, assim como suas funções ecológicas se diferenciam. As espécies pioneiras apresentam crescimento mais rápido, maior produção de sementes, as quais geralmente são dispersas por animais, necessitam de luz para germinarem, ciclo de vida mais curto. Já as espécies climáticas, geralmente produzem menos sementes, crescimento mais lento, preferencialmente germinam e se desenvolvem na sombra e possuem ciclos de vida mais longos. As espécies secundárias apresentarão características intermediárias às pioneiras e às climáticas.

Os modelos de restauração hoje em dia utilizados para restauração de fragmentos da Mata Atlântica tem como característica o consórcio no plantio de pioneiras com espécies não pioneiras, na mesma linha ou em linhas intercaladas. Ao se consorciar diferentes grupos ecológicos o processo de sucessão deve ocorrer como em uma clareira (Rodrigues *et al.*, 2009).

Nesse contexto, um ecossistema é considerado recuperado e restaurado se apresentar algumas características, como: presença de recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem auxílio ou subsídios adicionais; ser autossustentável e ter potencial de persistir indefinidamente nas condições ambientais existentes; apresentar potencial para que todos os grupos funcionais, grupos de espécies que realizam funções similares em um ecossistema, colonizem o ambiente por meios naturais (SERI, 2004).

Segundo Brancalion *et al.* (2012) a restauração muitas vezes é conduzida para o cumprimento de demandas legais sem que haja um efetivo comprometimento com a sustentabilidade ecológica dessas áreas. Assim, a avaliação de áreas em processo de restauração permite averiguar se os processos ecológicos foram recuperados e se a biodiversidade foi restabelecida, ou se ao menos, caminham para esses resultados.

Figura 1. Esquema das principais etapas do processo de planejamento da restauração ecológica. Fonte: Brancalion *et al.* (2012)

Dessa forma, o monitoramento de áreas restauradas, parte do processo de efetivação do projeto de restauração servirá como base para a verificação do funcionamento e da dinâmica da área restaurada. Cabe ressaltar, que a quantidade de indicadores que podem ser verificados são inúmeros, e dependerá do estágio de maturação que a área em processo de restauração se encontra, podendo ser em relação a fase de implantação, de pós implantação ou de vegetação formada (Brancalion *et al.*, 2012).

2.3. Contexto mundial

A mudança do uso do solo, principalmente a conversão da vegetação nativa em área de produção agrícola resulta em impactos econômicos geralmente não previstos e de difícil mensuração, como os custos associados ao controle de enchentes, ao fornecimento de água potável e ao controle da erosão do solo (Parron *et al.*, 2015).

As primeiras conferências internacionais sobre o meio ambiente, Estocolmo em 1972, Toronto em 1988 com a criação do IPCC e mais tarde em 1992 a Rio-92, chamaram atenção para o fato de que a ação humana estaria causando séria degradação ao meio ambiente colocando em risco o bem-estar da humanidade. Somente em 1995 surgiram as conferências da ONU sobre o clima, conhecidas como COPs – Conferências das Partes da Convenção-Quadro da ONU sobre Mudanças Climáticas.

O Protocolo de Quioto, assinado no Japão em 1997, gerou um plano denominado de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), que compreende um sistema ambiental focado em projetos com o propósito de redução de emissão de gases do efeito estufa (GEEs) e no aumento do sequestro de CO₂ na atmosfera mediante investimentos em tecnologias mais eficientes, substituição de fontes de energia fósseis por renováveis, racionalização do uso da energia, florestamento e reflorestamento (Lopes, 2009).

Em 2007 surgiu durante a 13^a Reunião das partes da Convenção da ONU sobre Mudanças Climáticas (COP 13) o mecanismo REDD, significando Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal, reconhecendo-se o papel das florestas no combate às mudanças climáticas.

O conceito mais amplo foi denominado REDD+, que além do desmatamento, inclui conservação florestal, manejo florestal e aumento dos estoques de carbono nas florestas. A função do REDD+ é prover incentivos financeiros a países por seus resultados no combate ao desmatamento e à degradação florestal e na promoção do aumento de cobertura florestal. De tal modo que países que apresentarem reduções de emissões de gases de efeito estufa e aumento de estoque de carbono verificados serão elegíveis a receber “pagamentos por resultados” de diversas fontes internacionais como o Fundo Verde para o Clima (MMA, 2015).

The Billion Tree Campaign é uma campanha lançada pela UNEP (United Nations Environment Programme). Teve como objetivo inicial encorajar as organizações, indústrias, sociedade civil e os governos a plantar pelo menos 1 bilhão de árvores em um ano. A campanha teve início em 2006 e atingiu seu objetivo em menos tempo do que esperado. Em 2008 aumentou-se o alvo para 7 bilhões de árvores. De acordo com a fundação *Plant for the Planet*, mais de 14,2 bilhões de árvores já foram plantadas.

The New York Declaration on Forests é uma declaração impulsionada pela UNFCCC, em 2014, em que países, empresas, sociedade civil e povos indígenas acordaram em reduzir pela metade o corte de florestas naturais até 2020 e colocar fim a esta prática até 2030. Também há a perspectiva de restaurar mais de 350 milhões de hectares de florestas e áreas plantadas.

The Bonn Challenge iniciou-se em 2011. No entanto, o desafio foi amparado pelo *The New York Declaration on Forests* em 2014 e, então, estabelecida a meta de 150 milhões de hectares a serem restaurados até 2020 e 350 milhões até 2030. Atualmente, 124 milhões de hectares foram restaurados.

A *Initiative 20 x 20* é um esforço que acontece no âmbito da América Latina e Caribe em que é criado para contribuir ao *The Bonn Challenge*, além de integrar os países da América Latina ao desafio. O objetivo inicial era restaurar 18 milhões de hectares e atualmente, devido a entrada de outros países, o objetivo está em 27,7 milhões de hectares a serem restaurados até 2020.

O Pacto pela Restauração da Mata Atlântica o qual foi lançado oficialmente em 2009, tem como meta restaurar mais de 15 milhões de hectares da floresta até 2050, articulando-se com instituições públicas e privadas.

Segundo a mesma linha de incentivos e agregação de valor, Young *et al.* (2007) explicam que a eficiência e a eficácia esperada das políticas públicas para diminuição do desmatamento dependem da mudança dos incentivos financeiros que são historicamente canalizados para atividades predatórias, como pecuária e agricultura extensivas. Devendo assim, implementar incentivos financeiros para ações de conservação, reabilitação e para atividades econômicas consideradas adequadas e voltadas para a recuperação do bioma.

2.4. Carbono

Segundo trabalho de Dixon *et al.* (1994) é estimado que as florestas do mundo contenham até 80% de todo carbono estocado acima do solo e 40% de todo carbono estocado abaixo do solo (serrapilheira, solos, raízes). A área coberta pelos ecossistemas florestais representava $4,1 * 10^7$ km², a qual foi estimado conter 1.146 Pg (Petagrama = 10^{12} Kg) de carbono nos solos e na vegetação.

Dixon (1994) apontou que as mudanças de uso do solo até 1980 emitiram gases do efeito estufa originados majoritariamente de florestas de baixa latitude, florestas equatoriais. A concentração atmosférica de gás carbônico cresceu 31% desde 1750, desse total, calcula-se que três quartos das emissões de CO₂ na atmosfera durante os últimos 20 anos é devido a queima de combustíveis fósseis e um quarto é devido mudanças de uso do solo, em especial, desmatamento (Houghton *et al.*, 2001).

Assim, as mudanças de uso da terra podem impactar positivamente as concentrações de CO₂ na atmosfera, sequestrando carbono da atmosfera e estocando em matéria vegetal e no solo associado, prevenindo desmatamento, e diminuindo o impacto da exploração madeireira (Pearson, Walker e Brown, 2005).

2.5. Métodos diretos e indiretos de medição de volume e biomassa

O entendimento das dinâmicas dos serviços ecossistêmicos destina-se a apoiar o desenvolvimento de intervenções, políticas ou sistemas de gestão, que integram o funcionamento dos ecossistemas e os benefícios que eles proporcionam para as sociedades na tomada de decisões para a sustentabilidade (Mckenzie *et al.*, 2009).

Leite e Andrade (2003) salientaram que as características do sítio podem ser importantes na definição de um adequado modelo volumétrico regional. Rolim *et al.* (2006) frisaram a necessidade de definir uma adequada equação volumétrica regional, devido às condições de alta variabilidade inerentes às florestas nativas. Assim, são necessários o ajuste e o uso de equações de regressão em florestas nativas para que sejam apropriadas às condições locais, tendo em vista informações precisas sobre os estoques de produtos madeireiros e não madeireiros (Amaro, 2010).

A dificuldade na modelagem de biomassa em florestas tropicais advém da grande diversidade que está presente nessas florestas. Oliveira e Mori (1999) argumentam que em um hectare de floresta tropical pode abrigar até 300 espécies diferentes, sendo assim, Brown e Schroeder (1999) explicitam a dificuldade de se utilizar modelos de regressão específicos para uma espécie como é feito nas zonas temperadas.

Modelos de regressão os quais fazem uso de dados de inventários são utilizados para converter os dados de campo na estimativa da biomassa acima do solo (Chave *et al.*, 2005). Inventários contínuos são mais eficientes a fim de avaliar a magnitude dos fluxos de carbono entre os ecossistemas da biomassa acima do solo de florestas e a atmosfera (Grace, 2004).

As técnicas de medição de estoque de carbono nas florestas antes baseadas em exaustivos inventários de campo foram aperfeiçoadas para técnicas que trabalham em conjunto os dados coletados em campo com imagens de sensoriamento remoto. Chave *et al.* (2005) argumentam que realizar o método destrutivo para pesquisas relacionadas a estimação de biomassa são difíceis de serem realizados com alta amostragem devido ao pesado trabalho de campo.

Dentre as pesquisas por métodos diretos para mensuração de biomassa e carbono na Mata Atlântica, pode-se citar os estudos realizados pela CETEC (1995), Tiepolo *et al.* (2002), Burger (2005), Chave *et al.* (2005), Brown (1997), Amaro (2010), Ferez (2010). No entanto, é comum problemas como baixa densidade amostral e o desenvolvimento de equações para toda a região tropical e não somente para as diferentes fitofisionomias da Mata Atlântica. Tais trabalhos serão melhor explicados devido sua alta frequência de utilização em outros estudos.

Entre os estudos de quantificação de biomassa em floresta Estacional Semidecidual por meio de métodos indiretos, os quais utilizaram equações regionais de volume, ou as previamente desenvolvidas pelos autores supracitados, podemos citar os trabalhos de Boina (2008), Vieira (2008), Ribeiro *et al.* (2009), Amaro (2010), Ditt *et al.* (2010), Torres *et al.* (2013). No entanto, não há consenso ou padronização do melhor método a ser utilizado.

Os trabalhos mais comumente utilizados na literatura para regiões da Mata Atlântica serão resumidamente explicados nos próximos parágrafos.

Equação de Chave *et al.* (2005, 2014)

Chave *et al.* (2005) modelou equações para estimação do estoque de carbono utilizando dados de 2.410 árvores abatidas em diferentes locais de florestas tropicais de vários países, todas com DAPs acima de 5cm. Foram testados 27 modelos para dois estágios sucessionais: florestas secundárias e maduras; para três tipos de florestas: florestas secas, úmidas e muito úmidas, de acordo com a pluviosidade; diferenciando por último em relação a localização: terras baixas, florestas de altitude ou florestas de mangue. Cabe ressaltar, que os pontos de amostragem dessa equação abrangeram 7 locais no Brasil, todos eles incluídos da floresta Amazônica, classificados como florestas maduras e úmidas.

Os preditores mais importantes para a estimação da biomassa acima do solo (BAS) no trabalho de Chave *et al.* (2005), foram DAP, densidade específica da madeira (ρ), altura total (H). Os parâmetros foram estimados para as diferentes pluviosidades pois foram as variáveis mais significativas. No caso, a equação apresentada na Tabela 1 é para floresta úmida, as quais apresentaram pluviosidade entre 1500 – 3500 mm / ano.

As limitações dessa equação, denominada pan tropical do trabalho de Chave *et al.* (2005), para a utilização em florestas tropicais úmidas na Mata Atlântica envolve principalmente a falta de amostragem nesse bioma. Sendo uma equação muito generalizada, em que há dados das mais diversificadas florestas as quais apresentaram a mesma pluviosidade, indicando que o comportamento entre as variáveis preditoras e a variável dependente, biomassa, se comportam da mesma maneira.

Já Chave *et al.* (2014) aprimoraram as equações alométricas para estimar biomassa acima do solo para diminuir a incerteza ligada às equações previamente publicadas. Foram coletados dados de 4.004 árvores abatidas, cujos DAPs foram maiores de 5cm, de 51 locais, abrangendo locais com maiores diferenças nas condições climáticas e mais diferentes tipos de vegetação.

Vieira (2008) em estudo sobre a estimativa de biomassa na Mata Atlântica chegaram à conclusão que o modelo pan tropical de Chave *et al.* (2005) pode ser utilizado com confiança para predizer essa variável, pois a equação utiliza DAP, densidade da madeira e altura total. Dentre as discussões pertinentes à utilização da densidade, esse mesmo autor discute que a diferença de densidade dentro da mesma espécie apesar de variar nas diferentes sessões do tronco, com o solo e com as condições edáficas do local, ainda assim, essas diferenças são menores do que a densidade entre os gêneros.

Equação de Brown *et al.* (1997)

Brown *et al.* (1997), por intermédio da FAO, geraram equações através do método direto para o cálculo de biomassa em florestas tropicais. Foram abatidas árvores de três regiões tropicais, Ásia, África e América, no total de 371 árvores, com o DAP variando de 5 a 148 cm. Houve apenas um local de coleta no Brasil, caracterizado como floresta úmida. Os indivíduos foram separados em grupos de acordo com a pluviosidade da região. Foi considerado como floresta úmida aqueles locais que apresentaram pluviosidade entre 1500-4000 mm / ano e uma curta estação seca ou nenhuma. A equação que melhor estimou a biomassa se encontra na Tabela 1.

Ditt *et al.* (2010) realizou trabalho objetivando quantificar serviços ecossistêmicos, como estoque de carbono em fragmentos de Mata Atlântica, na região de Nazaré paulista, São Paulo. A fim de quantificar a biomassa acima do solo, por meio de método indireto, foi utilizada a equação de Brown *et al.* (1997). Os resultados encontrados para a estimativa de estoque de carbono na região para os fragmentos da Mata Atlântica de florestas nativas jovens foi de 71,6 t.C.ha-1, e para os fragmentos de floresta nativa mais velha a estimativa foi de 113,4 t.C.ha-1.

Torres *et al.* (2013) compararam as metodologias propostas pelo IPCC, o qual utiliza a equação de Brown *et al.* (1989), para quantificação da biomassa e estocagem de carbono em relação às equações regionais geradas para Florestas Estacionais Semidecíduais Montana em MG, utilizando as equações ajustadas por Amaro (2010). A estimativa de biomassa acima do solo para o fragmento florestal com o uso de equações regionais foi de 80,41t.ha-1, e a estimativa de carbono foi 38 t.C.ha-1. Com o uso das equações propostas pelo IPCC, a estimativa de biomassa acima do solo das espécies arbóreas foi estimada em 72,80 t.ha-1, a estimativa de carbono acima do solo foi de 34,22 t.C.ha-1.

Equação de Ferez *et al.* (2015)

Ferez *et al.* (2015) compararam a consequência de diferentes intensidades de tratamentos silviculturais na estocagem de carbono e como resultados, geraram equações preditores de biomassa acima do solo, de raiz e de copa. A área do estudo foi em uma região de São Paulo, a qual originalmente pertencia a fitofisionomia estacional semidecidual da Mata Atlântica. Aos 6 anos de idade, foram abatidas 80 árvores no total, contemplando 20 espécies diferentes. Os valores de densidade e carbono foram quantificados em laboratório. Neste mesmo trabalho, foi utilizada a equação pan tropical de Chave *et al.* (2014) para estimar a biomassa de florestas maduras.

Tabela 1. Equações desenvolvidas para Florestas tropicais. Em que DAP: Diâmetro a altura do peito; BAS: Biomassa acima do solo; Ht: altura total; p: densidade da madeira

Fonte	Equações	R ² %	Vegetação/ Estágio
Brown (1989) - IPCC	$BAS = 34,4703 - 8,0671 * DAP + 0,6589 * DAP^2$	-	Fl. Tropicais úmidas
Chave <i>et al.</i> (2005)	$BAS = 0,0509 * p * DAP^2 * Ht$	98,9	Fl. tropicais úmidas
Chave <i>et al.</i> (2014)	$BAS = 0,0673 * (p * DAP^2 * Ht)^{0,976}$	-	Fl. tropicais
Brown <i>et al.</i> (1997)	$BAS = \exp\{-2,134 + 2,530 * \ln(DAP)\}$	97,0	Fl. tropicais úmidas
Ferez (2015)	$\ln(BAS) = 6,039 + 0,945 * \ln(AS) + 0,961 * \ln(Ht) + 1,022 * \ln(p)$	94,0	Restaurada

Todos as equações apresentadas na Tabela 1 apresentam limitações devido ao pesado, caro e difícil trabalho de campo. As limitações são comuns a todas, como generalização ao se propor a utilização de uma dessas equações em diferentes regiões, e baixa intensidade amostral. Alguns autores utilizaram estratégias como a utilização das espécies que obtiveram maiores valores de importância para selecionar aquelas que seriam abatidas a fim de se determinar densidade, carbono e biomassa.

2.6. Sensoriamento remoto por sistemas ópticos e radar

Sensores ópticos operam na porção óptica do eletromagnético, nas faixas do visível e infravermelho próximo e médio. Sendo esses sensores passivos pois necessitam da luz solar refletida pelos alvos. Para a interpretação dos dados na faixa óptica do eletromagnético é preciso conhecer previamente o comportamento espectral dos alvos (Kuntschik, 2004).

São das imagens de sensores ópticos que são gerados os algoritmos dos índices de vegetação. Transformam-se os valores de reflectância de imagens em valores do índice de interesse para cada pixel, que por sua vez, podem ser relacionados a características

fitossociológicas, como biomassa (Kuntschik, 2004). No entanto, variações nas propriedades da atmosfera e do solo, geometria da visada do sensor, iluminação, quantidade de nuvens, dentre outros fatores, são dificuldades e limitações dos sensores ópticos, em que parte são corrigidos por novos índices, mas outros permanecem sem correção (Sinha *et al.*, 2015).

O RADAR, acrônimo para “*Radio Detection and Ranging*” é um tipo de sensor satelital que opera na faixa de micro-ondas. São sensores ativos, pois emitem e captam radiação eletromagnética na geração da imagem, requerendo assim, mais energia para atravessar a atmosfera e atingir os alvos, e fazer o caminho de volta, até ser captado pela antena do radar no satélite. Também relaciona-se com o conteúdo hídrico dos objetos alvos. O sinal emitido pode ultrapassar os dosséis da superfície da floresta, permitindo assim, obter informações sobre a superfície (Kuntschik, 2004).

Os sistemas de radar imageadores fornecem dados em matriz de pixels em que o valor dos pixels será referente à rugosidade da área imageada e à distância do sensor com os alvos (Kuntschik, 2004). Segundo Sinha *et al.* (2015), a utilização do RADAR tem limitações como complexa interação com a floresta, dificuldade no processamento dos dados e altos custos, saturação, dentre outros.

Diante deste contexto, Zolkos *et al.* (2013) explicam que apesar da vasta literatura sobre sensores ópticos e radares estimando biomassa, a acurácia reportada por esses métodos deixa a desejar. Avaliam que a chegada de novas tecnologias, como o LiDAR, fornece melhores estimativas da floresta alvo e geram mais informações sobre a estrutura do alvo.

2.7. LiDAR

O princípio desta tecnologia se baseia na emissão de pulsos laser à velocidade da luz, $3 \times 10^8 \text{ m.s}^{-1}$. Os pulsos da varredura a laser geram retornos, informações de coordenadas geográficas, em tempos diferentes. Assim, de acordo com a diferença dos tempos de retorno, entre o sensor e o alvo, é possível estimar as distâncias entre as estruturas que compõem a área, a densidade e a variedade de superfícies (GIONGO *et al.*, 2010). O tempo de percurso de um pulso laser é calculado pela seguinte equação:

$$t = 2 \frac{R}{C} \quad (1)$$

Em que:

t = tempo de percurso de um pulso laser;

R = distância entre o sensor LiDAR e o alvo;

C = velocidade da luz, $3 \times 10^8 \text{ m.s}^{-1}$.

O LiDAR não é capaz de penetrar na vegetação densa de uma floresta. No entanto, uma porcentagem suficiente dos milhares de pulsos emitidos conseguem trespassar pelos pequenos espaços existentes na estrutura da floresta e que são suficientes para fornecer o modelo digital de terreno da área (NOAA, 2012).

Os sistemas LiDAR basicamente estão apoiados sob dois tipos de plataformas: aérea, o laser scanner aerotransportado, do acrônimo em inglês ALS (*Airbone Laser Scanner*) e terrestre, Laser Scanner Terrestre (LST). Ambos sensores têm grande potencial para aplicações florestais, devido sua capacidade de mobilização, potencial de aquisição de uma grande quantidade de pontos com alta precisão, baixo custo e alta velocidade de adquirir dados da estrutura vertical e horizontal das áreas florestais (Giongo, 2010).

Os instrumentos LiDAR tem a capacidade de perfilhar a superfície da terra a taxas de 150.000 pulsos por segundo e captar até 5 retornos do mesmo pulso emitido. O produto resultante é uma rede densa de espaçados pontos de alta precisão georreferenciados, comumente chamados de nuvem de pontos. Essa ferramenta é utilizada para gerar as representações tridimensionais das características das superfícies as quais varrem. A maior parte dos sistemas LiDAR para estudo de vegetação operam na região próxima ao infravermelho do espectro eletromagnético, na região entre 1040 a 1060 nm (NOAA, 2012).

Figura 2. Retornos gerados pelos pulsos laser. Fonte: Lefsky (2002)

O Laser Scanner Aerotransportado, combina em uma plataforma aerotransportada o Sistema de Navegação Global por satélites GNSS (*Global Navigation Satellite Systems*) que fornece a posição da aeronave e o Sistema de Navegação Inercial (INS – *Inertial Navigation system*) que determina os ângulos de altitude da aeronave, possibilitado assim o cálculo da distância entre o sensor e o alvo situado no terreno (Giongo *et al.*, 2010) demonstrados na figura a seguir.

Figura 3. Componentes e visualização do voo ALS. Fonte: McGaughey (2014).

O mecanismo utilizado no conjunto ótico do sistema faz com que o após o pulso ser gerado ele seja dirigido para o espelho de varredura. É baseado em um conjunto ótico de lentes e espelhos que orienta os pulsos laser provindos do gerador de pulsos, o qual os emite para os objetos no terreno e sequencialmente recebe os sinais de retorno e direciona-os para o receptor (Giongo *et al.*, 2010).

Métricas LiDAR para estimação de carbono e biomassa

Em uma área florestal, os pulsos são refletidos em diferentes estratos, de acordo com a copa das árvores e com a densidade do povoamento. Assim, o topo das copas, os pontos mais altos, geram os primeiros retornos (*first returns*), podendo ser feito um Modelo Digital de Superfície do povoamento, chamado de MDS (Reutebuch *et al.*, 2003). As estruturas intermediárias geram o segundo retorno e os seguintes (*multiple returns*). De tal forma que o último retorno (*last returns*), refletido pela superfície do solo, gera um Modelo Digital de Terreno (MDT) (Akay *et al.*, 2009).

As métricas geradas das nuvens de pontos originais são os parâmetros estatísticos que descrevem o conjunto de pontos. A coordenada z reflete os valores em elevação e as métricas geradas geralmente advêm da nuvem de pontos normalizada (Mcgaughey, 2015), planificação da altitude do terreno.

Os softwares que processam as nuvens de pontos LiDAR já trazem alguns comandos que fornecem as estatísticas da nuvem de pontos. As mais usualmente utilizadas para estudos em vegetação são métricas de altura, tais como, altura mínima, máxima, média, moda, mediana, variância, desvio padrão, coeficiente de variação, distância interquartil. Assim como métricas de proporções que indicam a porcentagem de retornos acima ou abaixo de alturas determinadas (Mcgaughey, 2015).

A utilização dessa ferramenta em estudos florestais permite obter diretamente, por meio das métricas geradas pela nuvem de pontos informações de altura sobre o dossel da floresta. No entanto, as métricas permitem por meio de modelagem obter informações sobre biomassa, estoque de carbono, modelos digitais de terreno e superfície e outras características estruturais da floresta (Danilin e Medvedev, 2004; Giongo *et al.*, 2010).

Segundo Zolkos *et al.* (2011) e Silva (2013) o uso da tecnologia LiDAR foi eficaz para quantificar a estrutura das copas das árvores, assim como índice de área foliar e a biomassa acima do solo.

Asner *et al.* (2010) e Asner e Mascaro (2014) mapearam padrões de carbono acima do solo em florestas tropicais com a utilização de métricas LiDAR e dados coletados em

campo. Segundo Asner e Mascaro (2014) a quantificação de carbono se torna mais viável em florestas de mais difícil acesso.

Asner e Mascaro (2014), por meio de inventários, utilizaram a equação pan-tropical de Chave *et al.* (2005), citada na seção de métodos diretos e indiretos deste trabalho, para o cálculo da biomassa total das parcelas. Concluíram que a utilização do modelo em que leva em consideração métricas LiDAR, altura e área basal, em conjunto com métricas coletadas em campo são fidedignas e confiáveis.

Stark (2012), utilizou métricas LiDAR para estimar o índice de área foliar e correlacionar com a biomassa das árvores, divididas em classes de tamanho, de uma região da Floresta Amazônica próxima a Manaus. Neste trabalho, também foi utilizada a equação pan-tropical sugerida por Chave *et al.* (2005) como relação alométricas para estimar a biomassa somente com variáveis obtidas em campo.

Saatchi *et al.* (2011) detectaram em pesquisa com imagens LiDAR, inventários de campo e imagens de satélite que o carbono estocado em florestas da América Latina correspondem a 49% do estoque total, enquanto florestas da África e florestas da Ásia correspondem a 25% e 26% respectivamente.

REFERÊNCIAS

- AKAY, A. E.; OGUZ, H.; KARAS, I. R.; ARUGA, K. Using LiDAR technology in forestry activities. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 151, n. 1–4, p. 117–125, 2009.
- AMARO, M. A. Quantificação do estoque volumétrico de biomassa e de carbono em uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa-MG. 168f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.
- AMARO, M. A.; SOARES, C. P. B.; SOUZA, A. L.; LEITE, H. G.; SILVA, G. F. Estoque Volumétrico de Biomassa e de Carbono em uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v.37, n.5, p. 849–857, 2013.
- ASNER, G. P.; POWELL, G. V. N.; MASCARO, J.; KNAPP, D. E.; CLARK, J. K.; JACOBSON, T. K.; BALAJI, A.; PAEZ-ACOSTA, G.; VICTORIA, E.; SECADA, L.; VALQUI, M.; HUGHES, F. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, US, v. 107, n. 38, p. 16738–16742, Aug. 2010.
- ASNER, G. P.; MASCARO, J. Mapping tropical forest carbon: Calibrating plot estimates to a simple LiDAR metric. *Remote Sensing of Environment*, US, v. 140, p. 614–624, Sep. 2014.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. Communities and Ecosystems. **In: Ecology From Individuals to Ecosystems**. United States. 4ed. 2006
- BOINA, A. Quantificação de estoques de Biomassa e de Carbono em Floresta Estacional Semidecidual, Vale Do Rio Doce, Minas Gerais. 2008. 89f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal)- Universidade Federal de Viçosa, 2008.
- BRANCALION, P.H.S.; VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Avaliação e Monitoramento de Áreas em Processo de Restauração. In: Martins, S.V. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 1ed. Viçosa: UFV, 2012, p. 262-293.
- BROWN, A. S. L.; SCHROEDER, P. E. Spatial Patterns of Aboveground Production and Mortality of Woody Biomass for Eastern. **Wiley**, v. 9, n. 3, p. 968–980, 1999.
- BURGER, M. Modelos alométricos para a estimativa da fitomassa de Mata Atlântica na Serra do Mar, SP. 2005. 112f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, 2005.

- CHAVE, J.; ANDALO, C.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FOLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J. P.; NELSON, B. W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, Germany, v. 145, n. 1, p. 87–99, Jun 2005.
- CHAVE, J.; MECHAIN, M.R.; BURQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M.; DELITTI, W. B.C.; DUQUE, A.; TRONEID, FEARSIDE, P. M.; GOODMAN, R.C.; HENRY, M.; YRÍZAR, A. M.; MUGASHA, W. A.; MULLER, H. C.; MENCUCCINI, M.; NELSON, B. W.; NGOMANDA, A.; NOGUEIRA, E.M.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; PÉLISSIER, R.; PLOTON, P.; RYAN, C.M.; SALDARRIAGA, J.G.; VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014.
- DAMSCHEIN, E. I.; HADDAD, N. M.; ORROCK, J. L.; TEWKSBURY, J. J.; LEVEY, D. J. Corridors increase plant species richness at large scales. **Science**, New York, v. 313, n. 5791, p. 1284–1286, 2006.
- DANILIN, I. M.; MEDVEDEV, E. M. Forest inventory and biomass assessment by the use of airborne laser scanning method (example from Siberia). International Conference on Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment- Instruments, Processing Methods and Applications, v. 36, p. 139–144, 2004.
- DITT, E. H.; MOURATO, S.; GHAZOUL, J.; KNIGHT J. Forest Conversion and Provision of Ecosystem Services in the Brazilian Atlantic Forest. **Land Degradation & Development**, v. 21, n. 6, p. 591–603, 2010.
- DIXON, R. K.; BROWN, S.; HOUGHTON, R.A.; SOLOMON, A.M.; TREXLER, M.C.; WISNIEWSKI, J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. **Science**, v. 263, n. 5144, p. 185–189, 1994.
- GARCIA H. L.; ANDRADE, V. C. L. DE. Importância das variáveis altura dominante e altura total em equações hipsométricas e volumétricas. **Revista Arvore**, v. 27, n. 3, p. 301–310, 2003.
- EMERSON, B.C. Speciation on islands: what are we learning? **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 95, p. 47–52, 2008.
- FEARNSIDE, P. M. **The Main Resources of Amazonia**. v. 55, n. April, p. 17–19, 1997.
- FORMAN, R. T. T. Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 632p.

- FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS - CETEC. Determinação de equações volumétricas aplicáveis ao manejo sustentado de florestas nativas no estado de Minas Gerais e outras regiões do país. Belo Horizonte: 1995. 295p.
- GIONGO, M.; KOEHLER, H. S.; MACHADO, S. A.; KIRCHNER, F. F.; MARCHETTI, M. LiDAR: princípios e aplicações florestais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 231–244, 2010.
- GRACE, J. Understanding and managing the global carbon cycle. **Journal of Ecology**, British, v. 92, n. 2, p. 189–202, 2004.
- HOUGHTON, J. T. *et al.* Climate change 2001: the scientific basis. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001.
- JANSSON, R.; NILSSON, C.; MALMQVIST, B. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: The roles of connectivity and recovery processes. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 4, p. 589–596, 2007.
- KUNTSHIK, G. Estimativa de biomassa vegetal lenhosa em cerrado por meio de sensoriamento remoto óptico e de radar. 2004. 155f. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LACERDA, J. S.; COUTO, H. T. Z.; HIROTA, M. M.; PASISHNYK, N.; POLIZEL, J. L. Estimativa da biomassa e carbono em áreas restauradas com plantio de espécies nativas. Publicações da ESALQ, Piracicaba, 23p, 2009.
- LAURANCE, W. F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, v. 141, n. 7, p. 1731–1744, 2008.
- LEFSKY, M.A.; COHEN, W.B.; PARKER, G.G.; HARDING, D.J. Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies. **Bioscience**, v. 52, n.1, p.19 – 30. 2002
- LOPES, A. V.; GIRÃO, L.C.; SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; TABARELLI, M. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1154–1165, Jan 2009.
- LOPES, L. O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo: guia de orientação. Brasil, 42f, 2009.
- MCGAUGHEY, R. J. FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization, Canada, 182f, Oct 2015.
- MCKENZIE, E.; IRWIN, F.; RANGANATHAN, J.; HANSON, C.; KOUSKY, C.; BENNETT, K.; RUFFO, S.; CONTE, M.; SALZMAN, J.; PAAVOLA, J. Incorporating ecosystem services in decisions. **In: Putting Ecosystem Services on the Agenda**. p. 339–355, 2009.

- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 71, p. 149–154, 2006.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). O Corredor Central da Mata Atlântica: Uma nova escala de conservação da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 48p, 2006.
- _____. Estratégia Nacional para Redução das Emissões de Gases de Efeito Estufa Provenientes do Desmatamento e da Degradação Florestal, Conservação dos Estoques de Carbono Florestal, Manejo Sustentável de Florestas e Aumento de Estoques de Carbono Florestal – ENREDD+. Brasília. 45p, 2015.
- _____. - PREVFOGO. Plano Operativo de Prevenção e Combate aos incêndios florestais na estação Ecológica Mico-Leao Preto. Brasília, 30p, 2008.
- MOREIRA, H. M.; GIOMETTI, A. B. D. R. Protocolo de Quioto e as possibilidades de inserção do Brasil no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo por meio de projetos em energia limpa. *Contexto Internacional*, v. 30, n. 1, p. 9–47, 2008.
- MYERS, M. R. A.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Washington – DC. v. 403, 72f, Feb 2000.
- NOAA. Lidar 101 : An Introduction to Lidar Technology , Data , and Applications. NOAA Coastal Services Center, 76f, Nov. 2012.
- OLIVEIRA A.A., D.; MORI, S. A. A central Amazonian terra firme forest.I. High species richness on poor soils. **Biodiversity and Conservation**, v. 8, p. 1219–1244, 1999.
- PARRON, L. M.; GARCIA, J.R.; OLIVEIRA, E.B.; BROWN, G.G.; PRADO, R.B. Serviços ambientais: conceito, classificação, indicadores e aspectos correlatos. **In: Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**. 374p.2015.
- PEARSON, T.; WALKER, S.; BROWN, S. Sourcebook for Land use, Land-use change and forestry projects. *Development*, v. 21, n. 3, p. 64, 2005.
- RIBEIRO, S. C. JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V.; SOUZA, A. L.; NARDELLI, A. M. B. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**. Viçosa - Minas Gerais. V. 33, n. 5, p. 917–926, 2009.
- RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. Pacto pela Restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. Piracicaba: Instituto BioAtlântica, 256p. 2009.

- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. As teorias e os processos ecológicos envolvidos nas diversas etapas da restauração florestal. *In: A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais*. v. 680p. 2007.
- ROLIM, S. G. *et al.* Modelos volumétricos para a Floresta Nacional do Tapirapé-Aquirí, Serra dos Carajás (PA). **Acta Amazonica**, v. 36, n. 1, p. 107–114, 2006.
- SAATCHI, S. S. *et al.* Benchmark for success. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 108, n. 24, p. 9899–9904, 2011.
- SANTOS, T. C. C.; CÂMARA, J. B. D. Environmental outlooks in Brazil. *Geo Brazil*. Brasília. p. 440, 2002.
- SILVA, C.A. Carbono na parte aérea de plantios de Eucalyptus spp. – em nível de árvore por amostragem destrutiva e para talhões inteiros após o ajuste de métricas LiDAR. . 153f. Tese (Mestrado em Ciência Florestal) – ESALQ/USP, Piracicaba, 2013.
- SINHA, S.; JEGANATHAN, C.; SHARMA, L. K.; NATHAWAT, M. S. A review of radar remote sensing for biomass estimation. **International Journal of Environment Science and Technology**. DOI 12:1779-1792. 2015.
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL (SER). Princípios da *SER International* sobre a restauração ecológica. 15p, Out 2004.
- STARK, S. C.; LEITOLD, V.; WU, J. L.; HENTER, M. O.; CASTILHO, C. V.; COSTA, F. R. C.; MCMAHON, S. M.; PARKER, G. G.; SHIMABUKURO, T.; LEFSKY, M. A.; ALVES, L. F.; SCHIETTI, J.; SHIMABUKURO, Y. E.; BRANDAO, D. O.; WOODCOCK, T. K.; HIGUCHI, N.; CAMARGO, P. B.; OLIVEIRA, R. C.; SALESKA, S. R. Amazon forest carbon dynamics predicted by profiles of canopy leaf area and light environment. **Ecology Letters**, v. 15, n. 12, p. 1406–1414, 2012.
- TIEPOLO, G.; CALMON, M. Measuring and Monitoring Carbon Stocks at the Guaraqueçaba Climate **Action Project** , Paraná , Brazil. v. 153, n. 153, 2002.
- TORRES, C. M. M. . *et al.* Floresta Estacional Semidecidual , No Parque Tecnológico De Quantifying Biomass and Carbon Stock in a Seasonal. **Revista Árvore**, v. 37, n. 4, p. 647–655, 2013.
- VIEIRA, S. A., ALVES, L. F.; AIDAR, M.; ARAÚJO, L. S.; BAKER, T.; BATISTA, J. L. F.; CAMPOS, M. C.; CAMARGO, P. B.; CHAVE, J.; DELITTI, W. B. C.; HIGUCHI, N.; HONORIO, E.; JOLY, C. A.; KELLER, M.; MARTINELLI, L. A.; MATTOS, E. A.; METZKER, T.; PHILLIPS, O.; SANTOS, F. A. M.; SHIMABUKURO, M. T.; SILVEIRA, M.; TRUMBORE, S. E. Estimation of biomass and carbon stocks : the case of the Atlantic Forest. **Biota Netropica**. v. 8, n. 2, p. 21–29, 2008.

- VOS, C. C.; BAVECO, H.; GRASHOF-BOKDAM, C. J. Corridors and species dispersal. *In: Applying landscape ecology in biological conservation*. New York: Springer, 2002. p. 84–104.
- YOUNG, C. E.; KHAIR, A.; SIMOENS, L.A.; MACKNIGHT, V. Fundamentos Econômicos da Proposta de Pacto Nacional pela Valorização da Floresta e pelo fim do Desmatamento na Floresta Amazônica: Macrotempo Consultoria Econômica. Brasil, 65p, 2007.
- ZOLKOS, S. G.; GOETZ, S. J.; DUBAYAH, R. A meta-analysis of terrestrial aboveground biomass estimation using lidar remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v. 128, p. 289–298, 2013

3. ACUMULO DE CARBONO EM FLORESTA MADURA E FLORESTA RESTAURADA DA MATA ATLÂNTICA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO INTERVALO DE UM ANO

Resumo

A fixação de carbono atmosférico é atribuída às florestas tropicais como um serviço ecológico além de suas funções na conservação do solo, água e fauna. Com o objetivo de quantificar o carbono presente em florestas de diferentes estruturas e composições foi aplicada equação de estimativa de biomassa em áreas que compõem dois diferentes estágios sucessionais da Mata Atlântica: floresta madura e floresta restaurada pertencentes ao Pontal do Paranapanema no sudoeste paulista. O método indireto de quantificação foi utilizado, aplicando a equação ajustada por Ferez *et al.* (2015) com o objetivo de quantificar a estocagem de carbono realizada pela restauração nos anos de 2015 e de 2016. Os resultados encontrados para a floresta restaurada no ano de 2015 foi de 5,9 Mg.C.ha⁻¹, 38,3 Mg.C.ha⁻¹ para a floresta madura da ESEC e 42,7 t.C.ha⁻¹ para a floresta madura do MD. A fixação anual tendo como referência o ano de 2015 foi de 1,2 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ para a floresta restaurada, 1,6 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ para a floresta madura da ESEC e 2,5 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ para a floresta madura do MD. O aumento do estoque de carbono no intervalo de 1 ano variou entre as áreas de plantio, sendo que em algumas houve mortalidade nesse ínterim. Os resultados mostram que o plantio de restauração foi bem-sucedido uma vez que a floresta já integra um ciclo de sucessão sem manejo humano. E, também, as equações para quantificação de carbono podem servir de base para o pagamento de serviços ecossistêmicos. No entanto, a padronização dos cálculos para quantificação de carbono é necessária para fins de mercado de crédito de carbono.

Palavras-chave: Serviços ecossistêmicos; Estoque de carbono; Corredor ecológico; Restauração

Abstract

The fixation of atmospheric carbon is attributed to tropical forests as an ecological service beyond its functions in soil and water conservation. In order to quantify the aboveground carbon present in forests of different structures and compositions, a biomass estimation equation was applied in areas that represent three successive stages of Atlantic Forest: which are mature, secondary and restored forest belonging to Pontal do Paranapanema, southwestern of São Paulo, Brazil. An indirect method of quantification was used, thus the equation of Ferez *et al.* (2015), which the objective is quantifying tree biomass, was adjusted to the field data collected in 2015 and 2016. The results found for the restored forest in

the year 2015 was 5.9 Mg.C.ha⁻¹, 38.3 Mg.C.ha⁻¹ for the secondary forest and 42.7 Mg.C.ha⁻¹ for the mature forest. The annual fixation using the year of 2015 as reference was 1.2 Mg.ha⁻¹.year⁻¹, 1.6 Mg.ha⁻¹.year⁻¹ and 2.5 Mg.ha⁻¹.year⁻¹ for the restored, secondary and mature forest respectively. The results show that the restoration project was successful since the forest already includes a succession cycle without human management. In addition, the equations for carbon quantification could work out as basis for the quantification of payment of ecosystem service and carbon credit purposes.

Keywords: Ecosystem services; Carbon stock; Ecological corridor; Restoration

3.1 Introdução

A restauração florestal apresenta uma rápida expansão no Brasil em função da demanda pela regularização ambiental de atividades produtivas e, também, para a mitigação de impactos ambientais diversos (Brancalion *et al.*, 2012). O interesse pela restauração em diferentes setores é parcialmente explicado devido a obrigatoriedade do cumprimento da legislação ambiental brasileira, que exige 20% da área total do imóvel rural como reserva legal na região da Mata Atlântica, cuja área protegida é de 9,6% em unidades de conservação (MMA, 2013).

Além da manutenção dos serviços ambientais responsáveis pela sustentabilidade da atividade econômica a longo prazo, a restauração traz consigo o potencial para a mitigação das mudanças climáticas devido ao rápido crescimento e a estocagem de carbono (Locatelli *et al.*, 2015; Shimamoto *et al.*, 2014). Ademais, a restauração florestal traz consigo a função de restabelecer os processos ecológicos comprometidos, recuperando as funções de proteção dos recursos abióticos e da diversidade biológica.

As técnicas de plantio para obter sucesso no crescimento das espécies em áreas de restauração têm sido aprimoradas e ganhado importância a fim de tornar mais eficiente a atividade e otimizar suas funções ecológicas, dentre elas o sequestro de carbono (Ferez *et al.*, 2015; Shimamoto *et al.*, 2014). Essa função atende a algumas políticas econômicas como o Mercado Brasileiro de Redução de Emissões (MBRE) conforme previsto na Lei nº 12.187/2009 que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima, que visa estimular o desenvolvimento de projetos de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL) e viabilizar negócios no mercado ambiental.

Os esforços para a redução de desmatamento e conservação dos remanescentes são globais, vide o programa das nações unidas para redução de emissão por desmatamento e

deflorestamento (REDD+), *The Billion Tree Campaign*, iniciado em 2006, e *The Bonn Challenge*, iniciado em 2011.

No entanto, tanto o aumento das reservas florestais quanto o mercado de créditos de carbono dependem do conhecimento de quantificação de carbono e do estabelecimento de técnicas que apresentem uma combinação de precisão e aplicabilidade para o monitoramento do crescimento das florestas e da estocagem de carbono (Rocha, 2004). Além disso, segundo Costa *et al.* (2009) detectar a variabilidade interanual e as tendências de longo prazo na estrutura dos ecossistemas permite identificar antecipadamente mudanças no ecossistema.

Nesse contexto, para se certificar da efetividade de projetos de restauração, há indicadores para a avaliação e monitoramento que são diretamente dependentes dos diferentes estágios de maturação em que a área se encontra, pois variam de acordo com os atributos ecológicos desenvolvidos em cada fase (Brancalion *et al.*, 2012). Assim, alguns dos indicadores que apontam o sucesso da restauração são ligados aos aspectos fisionômicos, tais como a presença ou não de estratificação, regeneração natural e acúmulo de biomassa (Brancalion *et al.*, 2012).

Dessa forma, os modelos alométricos mais utilizados na literatura para medição de biomassa e carbono por meio de método indireto em florestas tropicais são o de Brown *et al.* (1997) e Chave *et al.* (2005, 2014). No entanto, ambos trabalhos utilizaram dados de florestas tropicais de vários países, com poucos ou nenhum ponto de amostragem no Brasil. Alguns autores como Melo e Duringan (2006), Ditt *et al.* (2010), Torres *et al.* (2013) estimaram carbono acima do solo na Mata Atlântica utilizando a equação alométrica desenvolvida por Brown (1997).

Percebendo-se algumas fragilidades em modelos alométricos muito abrangentes e generalistas, alguns autores desenvolveram equações alométricas para áreas que apresentassem características fitossociologias similares, tornando-as mais específicas. Essas equações foram geradas por meio do método direto de abate de árvore, pesagem dos componentes e determinação do teor de carbono em laboratório. Como exemplos, tem-se o trabalho de Lacerda *et al.* (2009), Amaro (2010) e Ferez (2015), os quais forneceram os parâmetros para quantificação de carbono em Florestas Estacionais Semidecíduais da Mata Atlântica.

A hipótese deste trabalho é quantificar o estoque de carbono presente em plantios de restauração no Pontal do Paranapanema, utilizando como referência dois fragmentos de floresta madura. Espera-se verificar se a restauração foi bem-sucedida devido a biomassa

acumulada. E, também, espera-se quantificar a taxa de crescimento do estoque de carbono ocorrido no intervalo de um ano.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de estudo

A área de estudo é próxima ao município de Teodoro Sampaio, na região do Pontal do Paranapanema, sudoeste paulista. Engloba um corredor ecológico restaurado entre os anos de 2005 e 2013 e duas unidades de conservação, a Estação Ecológica do Mico-Leão-Preto e o Parque Estadual do Morro do Diabo.

A região do Pontal do Paranapanema possui 31,8 km² de seu território inserido no bioma Mata Atlântica (MMA/IBAMA, 2012). Os principais motivos que alavancaram a criação de uma Unidade de Conservação neste local foi a proteção dos remanescentes da Floresta Estacional Semidecidual, reconectando os fragmentos da estação ecológica Mico-Leão-Preto (ESEC MLP) ao Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD); e a proteção das populações do Mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) (IPE, 2008) espécie que se encontra na lista vermelha de espécies ameaçadas (IUCN, 2014).

A região é palco de inúmeros conflitos e sujeita a pressão das atividades produtivas que cercam seus fragmentos. Há no seu histórico, ocupação de terras públicas, grilagem de terra e desmatamentos por meio de queimadas. São dez propriedades com área dentro da ESEC, sendo uma pertencente ao INCRA, uma ao governo do Estado de São Paulo, duas à particulares e seis sob domínio jurídico entre fazendeiros e o estado de São Paulo (MMA, 2008).

Figura 4. Uso do solo da região do Pontal do Paranapanema. Fonte: Plano de Manejo do Prevfogo (IBAMA, 2008)

Assim, a ESEC MLP foi criada em julho de 2002, tendo seus limites redefinidos em maio de 2004. Em dezembro de 2007 foi concluído o Plano de Manejo, em que propõe um zoneamento interno e de uma zona de amortecimento (IBAMA, 2008). O PEMD foi criado no ano de 1941 como reserva florestal, e passou a ser parque em 1986, apresenta área de 338 km² e preserva ecossistemas ainda originais da região.

A ESEC MLP distribui-se em 4 fragmentos: Santa Maria (2.057 ha), Água Sumida (1.199ha), Ponte Branca (1.306 ha) e Tucanos (2.115 ha), totalizando 6.677 ha e 91 km de perímetro. A unidade é distribuída nos municípios de Teodoro Sampaio, Euclides da Cunha Paulista, Marabá Paulista e Presidente Epitácio (Figura 3).

Hoje, as florestas da ESEC MLP e do PEMD, por estarem inseridas na Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, de reconhecimento internacional, próximas a outras unidades de conservação, conferem-lhe importância estratégica em políticas e planos de conservação baseados na estruturação de corredores ecológicos que possibilitem a melhoria da conectividade entre áreas protegidas (MMA, 2008).

Assim, implantado com recursos da empresa CTG, antiga Duke Energy, tendo como executores o Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) e o Grupo VICAR, nos municípios de Teodoro Sampaio e Euclides da Cunha Paulista no estado de São Paulo, é implementado o projeto de restauração florestal da área. O projeto abrange 800 hectares de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reservas Legais (RLs) para formar o maior corredor de biodiversidade implantado no Bioma Mata Atlântica, que conecta as duas maiores Unidades

de Conservação da região: Parque Estadual do Morro do Diabo e a Estação Ecológica do Mico Leão Preto (ESEC MLP).

Além do investimento da empresa CTG, também houve investimento na área do projeto da empresa Natura para compensação de emissão de gases de efeito estufa devido às suas atividades. Parte da área restaurada por meio dos investimentos da Natura são, também, estudadas neste projeto de mensuração de carbono. Assim, as áreas equivalentes são as dos plantios dos anos de 2008 e de 2009 totalizando 63,4 ha. Em 2011, foi feito um monitoramento de carbono pelo IPÊ para quantificar carbono destes plantios. Será possível, assim, dar sequência ao monitoramento de carbono para os anos de 2015 e 2016, e analisar o acúmulo do estoque de carbono ao longo dos anos.

Figura 5. Mapa representativo da localização da ESEC MLP e do PE Morro do Diabo no Pontal do Paranapanema no estado de São Paulo.

Figura 6. Caracterização do solo da área de estudo

Figura 7. Localização do corredor ecológico restaurado entre 2005 e 2012 ligando o PEMD e a ESEC- MLP

Segundo o Plano de Prevenção e Combate a incêndios Florestais na ESEC MLP (IBAMA, 2008), o clima dominante da região do Pontal do Paranapanema é o subtropical úmido, com verão quente e chuvoso e inverno seco.

O clima da região segundo a classificação climática de Koppen é do tipo Cwa, ou seja, clima temperado úmido, com inverno seco e verão quente e úmido. A pluviosidade varia entre 1.100 mm e 1.400 mm anuais. As temperaturas nos meses mais secos que são de maio a agosto tem média de 13°C, e nos meses de maior pluviosidade, janeiro a março, as temperaturas chegam a 32°C. A temperatura média anual da região é de 21°C.

A Estação Ecológica do Mico Leão-Preto (ESEC MLP) é uma floresta madura, a qual já sofreu processos intensos de queimadas e invasões. A ESEC MLP está inserida nas coordenadas 22°29'47" a 22°27'17" de latitude Sul e 52°29'39" a 52°27'44" de longitude Oeste.

O Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD) é uma floresta madura e está localizado nas coordenadas 22°36'17" a 22°38'21" de latitude Sul e 52°23'31" a 52°9'49" de longitude Oeste.

A área do corredor ecológico que foi restaurada e que liga a ESEC MLP ao PEMD totaliza 273,65 ha. As 96 espécies utilizadas na restauração tiveram seus grupos ecológicos misturados. No plantio das mudas, o espaçamento foi de 2 x 3m, e as espécies de crescimento rápido, pioneiras, foram alternadas com aquelas de crescimento lento. A manutenção das áreas foi feita por um período de dois anos com limpeza das linhas e entrelinhas com capina

química. Os critérios de escolha das espécies envolveram serem nativas da região, além de todos os grupos ecológicos serem representados.

3.2.2 Coleta dos dados de campo

Parcelas de campo

Foram delimitadas parcelas de coleta de dados que fossem representativas da restauração florestal implementada no corredor ecológico da Fazenda Rosanela. E, também, foram instaladas parcelas nas florestas maduras pertencentes ao Parque Nacional Morro do Diabo e na Estação Ecológica Mico Leão Preto.

O critério utilizado para a estratificação da área foi a idade dos plantios, com a finalidade de captar a variabilidade e a heterogeneidade existente nos plantios das áreas restauradas. As características das áreas são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Características das áreas restauradas utilizadas pelo estudo

Ano de plantio	Parcelas	Área restaurada (ha)
2005	1 a 6	41,4
2006	7 a 12	33,7
2007 / 2008	13 a 18	58,7
2009	19 a 24	4,7
2011	25 a 30	108,3
2012	31 a 36	26,2
Fl. madura - ESEC MLP	37 a 42	-
Fl. Primária - Morro do Diabo	43 a 46	-

As parcelas de campo do inventário florestal foram delimitadas em formato circular de raio 11,3 metros, resultando em uma área de 400m². Ao total, tem-se 46 parcelas e 1,84 hectares de densidade amostral.

A escolha por parcelas permanentes visou garantir uma correlação temporal entre medidas sucessivas e mensurar com melhor eficácia a dinâmica do acúmulo da biomassa em estudos futuros.

Figura 8. Visão geral das parcelas de campo em cada uma das 8 categorias

Devido os formatos das áreas serem muito compridos, finos e alongados, esperou-se captar as variações na estrutura florestal, gradientes de solo, de água e de crescimento. Por esse motivo, optou-se por utilizar um método semi-sistemático de delineamento amostral no corredor florestal restaurado.

O método semi-sistemático se baseou na distribuição sistemática de 6 pontos ao longo do centro de cada área, fazendo referência às 6 parcelas de cada plantio de idade diferente, sendo a primeira parcela lançada ao acaso. Em seguida, cada parcela foi aleatoriamente movimentada ao longo da largura do local, perpendicular ao ponto a que fora plotada. Desejou-se assim, evitar que todas as parcelas caíssem muito próximas às bordas.

No entanto, nas Unidades de Conservação, ESEC Mico Leão Preto e no PE Morro do Diabo, foram instaladas 2 parcelas em cada unidade dentro da distância de 50m das estradas para captar efeito de borda e, o restante das parcelas foram aleatoriamente distribuídas no interior do fragmento.

Os centros das parcelas foram demarcados com GPS Trimble e demarcados com estacas para futura sinalização durante os próximos monitoramentos. As árvores que estiveram no limite da parcela foram incluídas no banco de dados e marcadas com spray para garantir sua remedição nos inventários sucessivos.

Figura 9. Fotos tiradas nas parcelas de campo. A - E – Plantio de 4 anos, F – Plantio de 11 anos, G - I – Plantio de 10 anos, J, L – Plantio 7 anos, K – Plantio 5 anos, M – Parque Ecológico Morro do Diabo, N e O – Estação Ecológica Mico Leão Preto, interior e borda.

Os dados do inventário de campo foram coletados em novembro de 2015 com exceção das parcelas da floresta madura que tiveram seus dados coletados em julho de 2016. O atraso das coletas do PE Morro do Diabo ocorreram devido à dificuldade de logística para chegada ao local. Os dados do segundo inventário de campo foram coletados em dezembro de 2016. Todas as parcelas foram visitadas nesta segunda campanha.

Datas das coletas de campo para obtenção da nuvem de pontos

- 1ª campanha: Novembro/2015 e Julho/2016 (PEMD)
- 2ª campanha: Dezembro/2016

As variáveis coletadas são descritas abaixo:

- i. Circunferência do colo medida a 10cm do solo com fita métrica;
- ii. Circunferência a altura do peito (CAP), a 1,3m do solo, medida com fita métrica de todos indivíduos acima de 9,3cm de CAP (3cm de DAP);
- iii. Altura total medida com clinômetro Haga.

O CAP de cada indivíduo foi convertido em diâmetro a altura do peito (DAP) utilizando a seguinte relação:

$$DAP = \frac{CAP}{\pi} \quad (2)$$

Em que:

CAP – circunferência a altura do peito (cm);

DAP – diâmetro a altura do peito (cm).

Para o cálculo da biomassa para conversão em carbono foi utilizada apenas uma equação para todas as áreas de estudo. A equação escolhida levou em consideração a similaridade da área em que foi desenvolvida a equação com a área deste estudo. Ou seja, deu-se prioridade à equação que foi desenvolvida em área de restauração na fitofisionomia Semidecidual da Mata Atlântica.

Pelo fato das florestas subtropicais apresentarem grande número de espécies por hectare, a quantificação de biomassa é realizada para todas as espécies e não por espécie (Chave *et al.*, 2005). Assim, a equação escolhida foi a desenvolvida por Ferez *et al.* (2015) por meio do método direto de abate e pesagem dos componentes das árvores. Essa equação foi desenvolvida em uma área da Estação Experimental de Ciências Florestais da Universidade de São Paulo localizada em Anhembi - SP. A área em questão foi classificada

como Floresta Mesófila Semidecidual, pertencente ao bioma Mata Atlântica. A restauração dessa área foi realizada por meio de plantio direto de mudas em que foram utilizadas árvores nativas nos plantios.

As equações desenvolvidas formam um passo a passo para a obtenção da biomassa final total por árvore. Primeiramente, obtém-se a biomassa lenhosa, em seguida a biomassa das raízes, sendo esta uma variável independente para a estimativa da biomassa da copa e, finalmente, e do mesmo modo, obtém-se a biomassa acima do solo. Esta equação possibilita a obtenção não apenas da biomassa acima do solo, mas também da biomassa total da área.

A sequência de equações proposta por Ferez et al. (2015) e seus parâmetros são mostrados na sequência a seguir:

a) Obtenção da biomassa do lenho:

$$\ln(BL) = 6,03857 + 0,94494 * \ln(AS) + 0,96147 * \ln(Ht) + 1,02221 * \ln(DB) \quad (3)$$

Em que:

BL: Biomassa lenhosa (Kg);

AS: Área seccional (m²) obtida a 10cm de altura;

Ht: Altura total (m);

DB: Densidade básica da madeira (g/cm³);

A área seccional (AS) utilizada na equação é referente ao diâmetro do colo a 10cm, calculada pela equação abaixo:

$$AS = \frac{\pi * D^2}{4} \quad (4)$$

Em que:

AS: Área seccional (m²);

D: Diâmetro do colo a 10cm (m).

A AS do trabalho original utiliza diâmetro à altura de 30cm, e não o diâmetro a 10cm de altura como neste trabalho.

b) Obtenção da biomassa das raízes:

$$\ln(BR) = -0,288 + 0,742 * \ln(BL) \quad (5)$$

Em que:

BR: Biomassa das raízes (Kg);

BAS: Biomassa lenhosa (Kg).

c) Obtenção da biomassa da copa:

$$BC = 0,384 + 0,123 * BL - 0,086 * BR \quad (6)$$

Em que:

BC: Biomassa da copa (Kg);

BR: Biomassa das raízes (Kg);

BL: Biomassa lenhosa (Kg).

d) Obtenção da biomassa acima do solo:

$$BAS = BL + BC \quad (7)$$

Em que:

BAS: Biomassa acima do solo (Kg);

BC: Biomassa da copa (Kg);

BL: Biomassa lenhosa (Kg).

e) Relação que gera o total de carbono em relação a biomassa, em que considera-se o total de carbono para a parte aérea 50% da biomassa acima do solo.

$$C = BAS * 0,5 \quad (8)$$

Em que:

C: carbono (Kg);

BAS: Biomassa acima do solo (Kg).

Um resumo descritivo dos dados obtidos em campo relacionados ao DAP e a altura são apresentados na Tabela 3 e Tabela 4.

Tabela 3. Análise descritiva dos dados coletados em campo no ano de 2015

Tipo de floresta	Atributo	Mínimo	Média	Máximo
PE. Morro do Diabo Floresta madura	Diâmetro (cm)	3,2	12,3	82,8
	Altura (m)	2,0	6,2	27,0
ESEC Mico Leão Preto Floresta madura	Diâmetro (cm)	3,0	8,7	48
	Altura (m)	1,5	6,9	21,0
Floresta Restaurada	Diâmetro (cm)	2,9	7,2	33,1
	Altura (m)	1,8	5,2	12

Tabela 4. Análise descritiva dos dados coletados em campo no ano de 2016

Tipo de floresta	Atributo	Mínimo	Média	Máximo
PE. Morro do Diabo Floresta madura	Diâmetro (cm)	3,2	12,5	82,9
	Altura (m)	2,0	7	27,0
ESEC Mico Leão Preto Floresta madura	Diâmetro (cm)	3,2	11,7	50,3
	Altura (m)	1,5	7,1	21,0
Floresta Restaurada	Diâmetro (cm)	2,9	7,6	33,1
	Altura (m)	1,5	5,3	13

Verificou-se em campo grande frequência de árvores que se bifurcavam antes dos 10cm de altura em relação ao solo, de tal modo que em muitos casos, uma só árvore obteve vários valores de área seccional. Outro fator de superestimação foi o fato de só ter sido medida uma altura por árvore em campo, ao invés da altura de todos os fustes.

Figura 10. Fotos A - I: Árvores bifurcadas antes dos 10cm de altura. Fotos J - L: Árvores em que o DAP é maior que o diâmetro de colo

Dessa forma, as situações encontradas em campo foram processadas das seguintes maneiras:

Caso 1: Árvores em que inexistiam ramificações abaixo da altura do peito (1,3m):

$$ASf = (\pi * (Dc^2))/40000 \quad (9)$$

Em que:

ASf = área seccional do fuste (m²);

Dc = Diâmetro do colo (cm).

Caso 2: Todas as ramificações existem entre o colo (10cm) e a altura do peito (1,3m):

$$ASf = (\pi * (Dcf'^2))/40000 \quad (10)$$

$$Dcf'_i = (DAPf'_i / (\sum DAPf)) * Dc \quad (11)$$

Em que:

Dcf'_i = Diâmetro equivalente do colo para cada um dos fustes

ASf = área seccional do fuste (m²);

DAPf'_i = Diâmetro a altura do peito do fuste i;

Dc = Diâmetro de colo total da árvore

Caso 3: Há ramificações abaixo do colo e também entre o colo e a altura do peito.

Se o fuste foi ramificado abaixo do colo:

$$ASf = (\pi * (Dcf^2))/40000 \quad (12)$$

Se o fuste foi ramificado acima do colo e abaixo do DAP:

$$Dcf'_i = (DAPf'_i / (\sum DAPf)) * Dc \quad (13)$$

Em que:

Dcf'_i = diâmetro do colo equivalente a cada fuste;

Dc = diâmetro do colo do conjunto de fustes que ramifica acima do colo;

DAPf = diâmetro a altura do peito dos fustes ramificados acima do solo;

Para solucionar a tendência gerada pelo uso de somente uma altura, foi feita uma relação hipsométrica estimada a partir dos próprios dados coletados para o cálculo dos fustes menores de cada árvore. Assim, foi utilizado o critério de que a maior altura seria relativa ao maior DAP do conjunto de fustes daquela árvore para a geração dos parâmetros.

O modelo hipsométrico já ajustado para os dados de campo foi:

$$\ln(H) = 0,579991 + 0,563904 * \ln(DAP) \quad (14)$$

Foi necessário calcular a biomassa das raízes para a utilização desses valores na equação da biomassa das copas.

As densidades utilizadas na equação foram retiradas de trabalhos de Brancalion *et al.* (não publicado) em que foram medidas as densidades básicas das madeiras de restauração de 120 espécies utilizadas frequentemente em reflorestamentos. Para as espécies que não pertenciam a essa lista, foi utilizado como referência os livros *Árvores Brasileiras* e a plataforma *The Brazilian wood database*. Ainda assim, aquelas espécies que não pertenciam às fontes citadas, foi utilizado a média das densidades das árvores encontradas na área.

3.3 Resultados e Discussão

Dinâmica da floresta

A análise dos dados do inventário de campo permite realizar uma análise da sequência cronológica das alterações temporais na distribuição dos diâmetros das espécies acima de 3cm de DAP. Assim como permite realizar uma comparação entre as áreas restauradas, idades entre 11 e 4 anos, e as florestas naturais.

Figura 11. Curvas do tipo "J" invertido em uma sequência cronológica das distribuições diamétricas das florestas restauradas de acordo com o ano de plantio e florestas maduras.

A dinâmica de uma floresta depende de diversas informações, uma dessas sendo a avaliação de incrementos em diâmetro e o ingresso de indivíduos. Em florestas em processo de restauração esses dois fatores são indicativos importantes de bom desempenho do projeto de restauração.

Percebe-se, de acordo com a Figura 11, que em todos os estratos, a dinâmica da distribuição diamétrica da floresta se aproxima do gráfico do tipo J-invertido, indicando uma floresta balanceada ou inequiana. Interessante, pois, apesar de cada um desses estratos terem sido restaurados em sua totalidade no mesmo período, caracterizando plantios equiâneos, percebe-se grande quantidade de recrutas dentro de todas as áreas em todas as idades das florestas restauradas, indicando, assim, sucesso na dinâmica dos grupos sucessionais.

As espécies de maior ocorrência nas florestas estudadas são apresentadas na Tabela 5 e Tabela 6, as quais são relacionadas à contribuição de cada uma ao estoque de carbono.

Tabela 5. Ranking de contribuição na estocagem de carbono das espécies presentes nas áreas restauradas. Em que CAS é Carbono Acima do solo e CO₂ é gás carbônico.

Nome científico	Nome popular	CAS (Kg)	Carbono total (Kg)	CO2 equivalente (Kg)
<i>Plinia revularis</i>	Mutambo	1736.4	2173.9	7982.1
<i>Peltophorum dubium</i>	Canafístula	1088.1	1378.1	5060.2
<i>Ingá sessilis</i>	Ingá seco	752.6	1015.2	3727.7
<i>Croton urucurana</i>	Sangra d'água	636.4	893.7	3281.5
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	Angico preto	564.5	681.4	2502.1
<i>Cecropia pachystachya</i>	Embaúva	335.4	436.1	1601.1
<i>Mimosa bimucronata</i>	Mar. de espinho	196.4	285.0	1046.3
<i>Piptadenia rigida</i>	Angico vermelho	207.0	258.4	949.0
<i>Ingá fagifolia</i>	Ingá liso	170.4	243.1	892.5
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	Aroeira preta	172.7	235.0	862.9
<i>Luehea candicans</i>	Açoita cavalo	163.9	217.1	797.3
<i>Sapium glandulosum</i>	Erva de bicho	173.4	213.8	784.9
<i>Poecilanthe parviflora</i>	Coração de negro	161.3	206.6	758.5
<i>Acacia polyphylla</i>	Monjoleiro	147.2	201.1	738.5
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Angico branco	136.7	176.9	649.5
<i>Croton floribundus</i>	Capixingui	113.9	160.5	589.5
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Aroeira pimenteira	102.8	146.5	538.1
<i>Acacia plumosa</i>	Arranha gato	107.1	139.3	511.4
<i>Trema micrantha</i>	Pau pólvora	97.0	134.3	493.3
<i>Gochynatia polymorpha</i>	Candeia	73.6	99.5	365.3
<i>Chorisia speciosa</i>	Paineira rosa	63.1	86.7	318.4
<i>Pouteria ramiflora</i>	Grão de galo	59.0	77.1	283.1
<i>Psidium guajava</i>	Goiabeira	46.8	64.5	236.7
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	Jac. mimoso	40.1	52.3	191.9
<i>Astronium graveolens</i>	Guarita	32.9	47.5	174.5
<i>Aspidosperma parviflorum</i>	Guatambu	30.9	39.7	145.9
<i>Sapium haematospermum</i>	Leiteiro	25.4	35.6	130.8
<i>Mabea fistulifera</i>	Canudo de pito	24.6	35.0	128.5
<i>Handroanthus serratifolius</i>	Ipê am. do cerrado	22.5	31.7	116.3
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Tamboril	22.5	31.2	114.4
<i>Guarea guidonia</i>	Marinheiro	20.5	29.5	108.5
<i>Triplaris brasiliana</i>	Pau formiga	22.0	28.9	106.0
<i>Patagonula americana</i>	Guajuvira	21.1	28.5	104.6
<i>Solanum mauritianum</i>	Fumo bravo	15.5	22.8	83.6
<i>Sebastiania commersoniana</i>	Mamoninha	14.2	20.1	73.9
<i>Ficus guaritinica</i>	Figueira branca	13.4	18.3	67.3
<i>Cordia superba</i>	Baba de boi	12.2	17.7	65.0
<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro rosa	11.6	16.8	61.7
<i>Handroanthus umbellatus</i>	Ipê amarelo	11.4	16.2	59.6
<i>Luehea divaricata</i>	Açoita cavalo miúdo	11.2	16.1	59.0

Nome científico	Nome popular	CAS (Kg)	Carbono total (Kg)	CO ₂ equivalente (Kg)
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	Alecrim do campo	10.7	15.3	56.2
<i>Dictyoloma vandellianum</i>	Tingui	7.7	11.3	41.4
<i>Ficus mexiae</i>	Figueira preta	7.2	10.8	39.7
<i>Genipa americana</i>	Jenipapo	7.7	10.3	38.0
<i>Pouteria torta</i>	Abio	6.8	9.2	33.7
<i>Albizia hasslerii</i>	Farinha seca	6.3	9.1	33.3
<i>Alibertia edulis</i>	Goiaba preta	6.7	9.1	33.3
<i>Casearia gossypiosperma</i>	Espeteiro	5.0	7.4	27.3
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Embira de sapo	4.7	7.0	25.6
<i>Pradosia lactescens</i>	Maminha de porca	4.8	6.6	24.2
<i>Copaifera langsdorfii</i>	Copaíba	4.0	5.8	21.5
<i>Xylopia aromatica</i>	Pimenta rosa	3.3	4.8	17.7
<i>Alchornea glandulosa</i>	Tamanqueiro	3.2	4.7	17.1
<i>Platymenia reticulata</i>	Amarelinho	2.9	4.4	16.0
<i>Alophylus edulis</i>	Jequitibá rosa	3.0	4.2	15.6
<i>Hymenaea courbaril</i>	Jatobá	2.5	3.6	13.2
<i>Inga laurina</i>	Ingá miúdo	2.3	3.5	13.0
<i>Syzygium jambolanum</i>	Jambolão	2.3	3.5	12.8
<i>Jaracatia spinosa</i>	Jaracatiá	2.3	3.4	12.5
<i>Byrsonima crassifolias</i>	Fruto de jacú	2.2	3.3	12.0
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	Jaca	1.6	2.4	8.9
<i>Bauhinia forficata</i>	Pata de vaca	1.3	2.0	7.2
<i>Casearia sylvestris</i>	Erva de lagarta	1.3	1.9	7.1
<i>Platypodium elegans</i>	Am.do campo	1.2	1.8	6.6
<i>Myroxylon peruiferum</i>	Cabreúva	1.2	1.8	6.5
<i>Leucaena leucocephala</i>	Falsa leucena	1.0	1.4	5.3
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	Ipê rosa	1.0	1.4	5.3

Tabela 6. Ranking de contribuição das espécies presentes nas florestas madura da Estação Ecológica do Mico Leão Preto (ESEC-MLP) e no Morro do Diabo (MD). Em que CAS é Carbono Acima do solo e CO₂ é gás carbônico.

Nome científico	Nome popular	CAS (Kg)	Carbono total (Kg)	CO ₂ equivalente (Kg)
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	Peroba rosa	5804.9	6240.4	22913.6
<i>Ocotea velutina</i>	Canelão	3624.9	4205.9	15443.4
<i>Plinia revularis</i>	Mutambo	3542.3	4429.1	16262.6
<i>Copaifera langsdorfii</i>	Copaíba	2559.7	2830.8	10394.2
<i>Psidium cattleianum</i>	Araçá branco	2429.5	2992.4	10987.3
<i>Psidium longipetiolatum</i>	Araçá vermelho	2258.5	2886.4	10598.3
<i>Peltophorum dubium</i>	Canafístula	2160.5	2743.1	10072.1
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Coqueiro Jerivá	1729.7	2040.0	7490.3
<i>Ficus mexiae</i>	Figueira preta	1715.7	1903.0	6987.6
<i>Campomanesia eugenoides</i>	Gabirola	1647.4	2046.1	7512.8
<i>Croton urucurana</i>	Sangra d'água	1518.5	2116.1	7769.8
<i>Ingá fagifolia</i>	Ingá liso	1516.0	2022.3	7425.6
<i>Handroanthus umbellatus</i>	Ipê amarelo	1353.3	1563.6	5741.4

Nome científico	Nome popular	CAS (Kg)	Carbono total (Kg)	CO ₂ equivalente (Kg)
<i>Aspidosperma parviflorum</i>	Guatambu	1040.0	1302.7	4783.3
<i>Ingá sessilis</i>	Ingá seco	1021.3	1383.7	5080.8
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	Piúna	976.6	1180.2	4333.5
<i>Piptadenia rigida</i>	Angico vermelho	919.6	1118.9	4108.2
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	Angico preto	794.8	967.6	3553.0
<i>Platymenia reticulata</i>	Amarelinho	761.7	974.0	3576.5
<i>Cecropia pachystachya</i>	Embaúva	748.4	976.1	3584.2
<i>Luehea candicans</i>	Açoita cavalo	732.8	926.8	3403.0
<i>Pradosia lactescens</i>	Maminha de porca	660.1	775.1	2846.1
<i>Duguetia lanceolata</i>	Pindaíva	587.7	715.7	2627.9
<i>Rauvolfia sellowii</i>	Canela de anta	574.9	715.6	2627.7
<i>Parapiptadenia rigida</i>	Gurucuia	545.0	607.2	2229.4
<i>Acacia polyphylla</i>	Monjoleiro	541.4	718.5	2638.2
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	Jacarandá mimoso	499.7	590.8	2169.2
<i>Psidium littorale</i>	Araçá amarelo	458.6	571.5	2098.6
<i>Croton floribundus</i>	Capixingui	456.5	628.6	2308.2
<i>Jaracatia spinosa</i>	Jaracatiá	453.9	527.2	1935.6
<i>Mimosa bimucronata</i>	Maricá de espinho	428.5	611.1	2243.7
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Aroeira pimenteira	322.8	460.4	1690.4
<i>Trema micrantha</i>	Pau pólvora	322.7	424.7	1559.5
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	Aroeira preta	288.8	391.0	1435.6
<i>Guarea guidonia</i>	Marinheiro	245.0	324.8	1192.7
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Angico branco	244.4	312.8	1148.5
<i>Eugenia uniflora</i>	Pitanga	230.1	277.8	1020.0
<i>Poecilanthus parviflora</i>	Coração de negro	218.6	281.2	1032.5
<i>Sapium haematospermum</i>	Leiteiro	189.3	244.9	899.1
<i>Cabrália canjerana</i>	Cajarana	187.1	234.6	861.4
<i>Acacia plumosa</i>	Arranha gato	184.6	245.0	899.8
<i>Sapium glandulosum</i>	Erva de bicho	173.4	213.8	784.9
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Peroba poca	168.5	204.3	750.3
<i>Bougainvillea buttiana</i>	Primavera arbórea	154.7	190.6	699.7
<i>Mabea fistulifera</i>	Canudo de pito	148.3	196.1	719.9
<i>Xylopia aromatica</i>	Pimenta rosa	132.6	170.6	626.4
<i>Casearia gossypiosperma</i>	Espeteiro	127.5	151.1	554.7
<i>Astronium graveolens</i>	Guarita	106.6	152.5	559.9
<i>Chorisia speciosa</i>	Paineira rosa	98.9	138.1	507.0
<i>Gochynatia polymorpha</i>	Candeia	97.0	129.8	476.8
<i>Pouteria ramiflora</i>	Grão de galo	96.7	127.8	469.4
<i>Cereus jamacaru</i>	Mandacará	91.3	111.0	407.7
<i>Psidium guajava</i>	Goiabeira	87.1	123.4	453.1
<i>Albizia hasslerii</i>	Farinha seca	60.2	79.1	290.6
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	Alecrim do campo	59.2	77.7	285.4
<i>Cordia superba</i>	Baba de boi	54.5	73.4	269.5
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Tamboril	53.1	74.7	274.2
<i>Triplaris brasiliana</i>	Pau formiga	51.8	67.2	246.8
<i>Patagonula americana</i>	Guajuvira	37.1	50.6	185.8

Nome científico	Nome popular	CAS (Kg)	Carbono total (Kg)	CO ₂ equivalente (Kg)
<i>Geissarpermum vellosii</i>	Pereirinha	35.6	48.6	178.5
<i>Alchornea glandulosa</i>	Tamanqueiro	30.4	41.2	151.4
<i>Dictyoloma vandellianum</i>	Tingui	27.1	39.2	143.9
<i>Handroanthus serratifolius</i>	Ipê am. do cerrado	26.6	37.3	137.1
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Embira de sapo	24.4	34.1	125.3
<i>Genipa americana</i>	Jenipapo	20.3	27.5	100.8
<i>Taipira guianenses</i>	Peito de pombo	18.7	27.5	100.9
<i>Nectandra fistulifera</i>	Canelinha	18.5	23.8	87.2
<i>Alophylus edulis</i>	Jequitibá rosa	18.2	26.3	96.6
<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro rosa	17.5	25.5	93.5
<i>Solanum mauritianum</i>	Fumo bravo	15.5	22.8	83.6
<i>Sebastiania commersoniana</i>	Mamoninha	14.2	20.1	73.9
<i>Ficus guaritunica</i>	Figueira branca	13.4	18.3	67.3
<i>Luehea divaricata</i>	Açoita cavalo miúdo	11.2	16.1	59.0
<i>Sequierea langsdorffii</i>	Limãozinho	11.0	16.4	60.1
<i>Schefflera morototoni</i>	Mandiocão	10.4	13.7	50.4
<i>Casearia sylvestris</i>	Erva de lagarta	10.3	14.2	52.2
<i>Caesalpinia leiostachya</i>	Pau ferro	9.3	12.3	45.2
<i>Byrsonima crassifolias</i>	Fruto de jacú	8.3	11.9	43.8
<i>Hymenaea courbaril</i>	Jatobá	8.1	11.7	42.8
<i>Neomitranthes obscura</i>	Araçá preto	7.8	11.4	42.0
<i>Pouteria torta</i>	Abio	6.8	9.2	33.7
<i>Bauhinia forficata</i>	Pata de vaca	6.8	9.8	35.9
<i>Alibertia edulis</i>	Goiaba preta	6.7	9.1	33.3
<i>Senna macranthera</i>	Fedegoso	6.5	9.3	34.1
<i>Syzygium jambolanum</i>	Jambolão	4.7	7.0	25.6
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	Jaca	4.6	6.7	24.5
<i>Cordia ecalyculata</i>	Café de bugre	4.5	6.5	24.0
<i>Inga laurina</i>	Ingá miúdo	2.3	3.5	13.0
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	Peroba	1.8	2.6	9.5
<i>Myroxylon peruiferum</i>	Cabreúva	1.2	1.8	6.5
<i>Platypodium elegans</i>	Amendoim do campo	1.2	1.8	6.6
<i>Leucaena leucocephala</i>	Falsa leucena	1.0	1.4	5.3
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	Ipê rosa	1.0	1.4	5.3

Dentre as espécies de maior contribuição, há tanto espécies caracterizadas como sendo de crescimento lento, como mutambo, ingá e canafístula; como espécies caracterizadas pelo crescimento rápido como Sangra d'água, Capixingui e Aroeira.

As espécies de crescimento rápido geralmente são caracterizadas como pioneiras, as quais colaboram para o controle de gramíneas, devido ao sombreamento em curto prazo que fazem, facilitando o crescimento de espécies secundárias e, portanto, de crescimento mais lento. Em projetos de restauração, costuma-se intercalar no plantio espécies pioneiras com espécies secundárias para serem fornecidas as diferentes funções ecológicas características.

Shimamoto *et al.* (2014) estudou a influência da idade e dos grupos ecológicos no estoque de carbono. Utilizou espécies nativas da Mata Atlântica em plantios de restauração. Concluíram que espécies de crescimento rápido e de vida curta contribuíram quase duas vezes mais para o acúmulo de carbono ao longo dos 37 anos iniciais, quando comparadas às florestas maduras. No caso deste estudo, não foi possível definir se a contribuição maior foi dada pelas espécies pioneiras ou não, pois houve alternância entre as espécies de maior sucesso de contribuição a depender do local.

Estoque de carbono

As áreas restauradas obtiveram sucesso na estocagem de carbono e na restauração da área, pois a floresta consegue realizar seus ciclos independente do manejo antrópico e apresenta presença de fauna na área.

O monitoramento realizado nas áreas de restauração nos dois primeiros anos pertinentes ao controle de formigas e de mato competição colaborou com a sobrevivência das espécies. No entanto, algumas áreas obtiveram mortalidade alta, principalmente as parcelas do estrato 2, que tinham potencial de sucesso, por não estarem em áreas alagadiças. Dessa forma, prejudicou-se o sucesso da estocagem de carbono e da restauração. Outro fator de mortalidade foram as áreas alagadas que aumentaram do ano de 2015 para o ano de 2016 devido às chuvas e ao aparecimento de nascentes.

O estoque total de carbono por tipo de área é apresentado na Tabela 7 e na Tabela 8. Percebe-se a grande contribuição das florestas nativas em relação ao corredor ecológico. No entanto, a restauração se mostra eficaz por já contribuir com o sequestro de carbono, apesar de ainda está distante das florestas de referência.

Tabela 7. Estoque de carbono médio presente na área estudada por hectare

Estágio sucessional	Contribuição para estoque de carbono total (Mg.ha ⁻¹)		Contribuição para estoque de carbono acima do solo (Mg.ha ⁻¹)	
	2015	2016	2015	2016
Fl. Madura MD	47,9	50,9	42,7	45,2
Fl. Madura ESEC	45,9	48,0	38,3	39,9
Fl. Restaurada	7,6	9,0	5,9	7,1

Tabela 8. Tabela 1: Estoque de carbono total e de carbono acima do solo em toda a área de estudo

Estágio sucessional	Área (ha)	Contribuição para estoque de carbono total (Mg)	Contribuição para estoque de carbono acima do solo (Mg)
		2016	2016
Fl. Madura	86,9	4429,1	3928,5
Fl. Madura	129,5	6220,4	5173,3
ESEC			
Fl. Restaurada	273	2462,7	1935,9

A diferença entre os níveis de quantidade de carbono estocado acima do solo entre as parcelas da floresta restaurada e das florestas nativas também é representada pela Figura 12. A assimetria mostrada pelo gráfico boxplot demonstra o esperado, já que a área de estudo é heterogênea e envolve diferentes estágios sucessionais das florestas e, também, é explicada devido às parcelas das áreas restauradas representarem 78% das parcelas do estudo. Os *outliers* indicados pelo gráfico de caixa são parcelas pertencentes ao Parque Estadual Morro do Diabo, Floresta Madura, sendo as parcelas denominadas P41, P46 e P47; e da Estação Ecológica Mico Leão Preto, Floresta Madura, sendo as parcelas P38 e P39. Essas parcelas representaram o sucesso dos sumidouros das florestas nativas, não sendo, portanto, *outliers* que demonstrem erro nos dados.

Figura 12. Gráfico *boxplot* representando a assimetria entre os dados de estocagem de carbono das parcelas do campo

A amostragem semi-sistemática realizada em campo representou satisfatoriamente a área, pois foram obtidas parcelas em áreas alagadas, em áreas com grande mortalidade e em áreas que apresentaram sucesso no plantio por terem se tornado autossuficientes e independentes de manejo.

Tabela 9. Crescimento das áreas do estudo e fixação anual ocorrida entre 2015 e 2016.

	Taxa de Crescimento (%)	Fixação anual (Mg.C.ano⁻¹)
Fl. Restaurada	20.4	1.2
ESEC	4.3	1.6
MD	5.9	2.5

A taxa de crescimento percebida no plantio florestal do corredor restaurado faz sentido devido ao estágio sucessional que essa floresta se encontra, ou seja, não houve sucessão ecológica no corredor florestal devido à pouca idade dos plantios, sendo o mais velho de 11 anos.

Apesar de não ter havido qualquer intervenção humana, voltada ao manejo de solo ou escolha de espécies na regeneração da sucessão secundária, a área a qual é estimada a ter 50 anos de idade obteve bons índices de acumulo de carbono. A boa fertilidade do solo nessas áreas, latossolo vermelho na floresta madura da ESEC e argissolo vermelho na floresta madura do MD, é uma hipótese para o sucesso da sucessão da área.

O CO₂ equivalente leva em consideração o potencial de aquecimento global dos gases do efeito estufa. No caso deste estudo, como trabalha-se apenas com o carbono, o fator de conversão é de 3,67 vezes o carbono estocado. Assim, o carbono CO₂ equivalente estocado na área de estudo é apresentado na Tabela 10.

Tabela 10. Contribuição para a estocagem de CO₂ equivalente no ano de 2016.

Ano de 2016	CO₂ equivalente (Mg)
Restaurada	9042.5
ESEC	22840.0
MD	16262.8

Ferez *et al.* (2015), comparou dois sistemas de manejo silvicultural, tradicional e intensivo, em florestas restauradas para quantificar a diferença no armazenamento de carbono. Encontrou para o cenário de manejo intenso estoque de 23,3 Mg.C.ha⁻¹ e, para as áreas com pouca ou nenhuma intervenção apenas 6,9 Mg.C.ha⁻¹. Os valores encontrados por Ferez *et al.* (2015) no sistema sem intervenção se aproxima do valor médio encontrado nas áreas de estudo do presente projeto. Porém, os plantios realizados em 2009 e em 2011 puxaram a média da estocagem de carbono para baixo, devido à grande mortalidade ocorrida nesses locais devido a formigas e ao encharcamento do solo.

Tabela 11. Contribuição do estoque de carbono por área de plantio do corredor ecológico restaurado calculado por meio de inventário convencional.

	CAS (Mg.ha ⁻¹)		Ct (Mg.ha ⁻¹)	
	2015	2016	2015	2016
Plantio 2005	12.7	12.8	15.2	15.2
Plantio 2006	7.5	9.0	11.3	11.3
Plantio 2007	6.5	5.3	6.9	6.9
Plantio 2009	1.7	3.0	3.8	3.8
Plantio 2011	4.4	7.2	9.8	9.8
Plantio 2012	2.6	5.2	7.1	7.1

A comparação de estocagem de carbono com outros trabalhos é delicada, pois as equações de estimação de carbono variam entre si, algumas subestimando e outras superestimando o estoque. Por exemplo, no trabalho de Ditt *et al.* (2010), analisou-se o estoque de carbono em três florestas em diferentes estágios de sucessão da Mata Atlântica, utilizando a equação de Brown (1997) para a estimação. Obteve-se como resultado para floresta madura do MD 113 Mg.C.ha⁻¹, para floresta madura da ESEC 71,6 Mg.C.ha⁻¹, e para floresta restaurada 19,8 Mg.C.ha⁻¹. Ao utilizar a equação de Brown (1997) nos dados deste projeto, na área do Pontal do Paranapanema, a estocagem de carbono foi estimada em 2,5 vezes maior do que utilizando a equação proposta por Ferez *et al.* (2015). Desse modo, preferiu-se utilizar uma equação que foi ajustada em condições mais similares possível com a área do estudo.

O tempo de estudo deste trabalho para detectar a real taxa de incremento anual no estoque de carbono deveria ser maior, como proposto no trabalho de Melo e Duringan (2006). Pois pode-se ter detectado apenas o erro entre as medições. No entanto, o trabalho conseguiu quantificar uma média de estoque de carbono realizado pelo corredor florestal restaurado.

3.4 Conclusão

Verificou-se com este trabalho que a restauração está na fase de consolidação. A grande variação existente na estocagem de carbono mostra que o acúmulo de biomassa não é explicado apenas pela idade, devido à grande heterogeneidade de valores que foram obtidos, e pelo maior acúmulo em florestas mais jovens quando comparadas com florestas mais velhas.

A quantificação da biomassa dos biomas brasileiros são alvos de controvérsias devido as diversas inconsistências que há nos trabalhos de medição direta, como a ausência dos componentes mortos, desconsideração de epífitas, utilização de variáveis suscetíveis a erros elevados. Tais inconsistências são refletidas em trabalhos que utilizam métodos indiretos,

como o ajuste de equações existentes em literatura. Aumentam-se os erros quando se utilizam dessas equações em áreas que não tiveram amostragem no ajuste inicial dos parâmetros da equação.

No entanto, o alto custo de amostragem para o ajuste de equações pelo método destrutivo para medição de biomassa faz com que esses erros sejam aceitos, mas devem ser reconhecidos. No presente trabalho, procurou-se aplicar uma equação que fora desenvolvida em uma área que mais se assemelha-se a área de estudo para diminuir os erros.

O incremento de carbono seria melhor percebido e a influência dos erros teria sido menor se o tempo de estudo fosse estendido por mais anos, a fim de captar variações maiores que os erros intrínsecos ao trabalho.

REFERÊNCIAS

- AMARO, M. A. Quantificação do estoque volumétrico de biomassa e de carbono em uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa-MG. 168f. **Tese** (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.
- AMARO, M. A.; SOARES, C. P. B.; SOUZA, A. L.; LEITE, H. G.; SILVA, G. F. Estoque Volumétrico de Biomassa e de Carbono em uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v.37, n.5, p. 849–857, 2013.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. Communities and Ecosystems. **In: Ecology From Individuals to Ecosystems**. United States. 4ed. 2006
- BOINA, A. Quantificação de estoques de Biomassa e de Carbono em Floresta Estacional Semidecidual, Vale Do Rio Doce, Minas Gerais. 2008. 89f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal)- Universidade Federal de Viçosa, 2008.
- BRANCALION, P.H.S.; VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Avaliação e Monitoramento de Áreas em Processo de Restauração. In: Martins, S.V. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 1ed. Viçosa: UFV, 2012, p. 262-293.
- BROWN, A. S. L.; SCHROEDER, P. E. Spatial Patterns of Aboveground Production and Mortality of Woody Biomass for Eastern. **Wiley**, v. 9, n. 3, p. 968–980, 1999.
- BURGER, M. Modelos alométricos para a estimativa da fitomassa de Mata Atlântica na Serra do Mar, SP. 2005. 112f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, 2005.
- CHAVE, J.; ANDALO, C.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FOLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J. P.; NELSON, B. W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, Germany, v. 145, n. 1, p. 87–99, Jun 2005.
- CHAVE, J.; MECHAIN, M.R.; BURQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M.; DELITTI, W. B.C.; DUQUE, A.; TRONEID, FEARSIDE, P. M.; GOODMAN, R.C.; HENRY, M.; YRÍZAR, A. M.; MUGASHA, W. A.; MULLER, H. C.; MENCUCCINI, M.; NELSON, B. W.; NGOMANDA, A.; NOGUEIRA, E.M.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; PÉLISSIER, R.; PLOTON, P.; RYAN, C.M.; SALDARRIAGA, J.G.; VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014.

- DAMSCHEIN, E. I.; HADDAD, N. M.; ORROCK, J. L.; TEWKSBURY, J. J.; LEVEY, D. J. Corridors increase plant species richness at large scales. **Science**, New York, v. 313, n. 5791, p. 1284–1286, 2006.
- DITT, E. H.; MOURATO, S.; GHAZOUL, J.; KNIGHT, J. Forest Conversion and Provision of Ecosystem Services in the Brazilian Atlantic Forest. **Land Degradation & Development**, v. 21, n. 6, p. 591–603, 2010.
- DIXON, R. K.; BROWN, S.; HOUGHTON, R.A.; SOLOMON, A.M.; TREXLER, M.C.; WISNIEWSKI, J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. **Science**, v. 263, n. 5144, p. 185–189, 1994.
- GARCIA LEITE, H.; ANDRADE, V. C. L. DE. Importância das variáveis altura dominante e altura total em equações hipsométricas e volumétricas. **Revista Arvore**, v. 27, n. 3, p. 301–310, 2003.
- EMERSON, B.C. Speciation on islands: what are we learning? **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 95, p. 47–52, 2008.
- GRACE, J. Understanding and managing the global carbon cycle. **Journal of Ecology**, British, v. 92, n. 2, p. 189–202, 2004.
- HOUGHTON, J. T.; DING, Y.; GRIGGS, D. J.; NOGUER, M.; VAN DER LINDEN, P. J.; DAI, X.; MASKELL, K.; JOHNSON, C. A. Climate change 2001: The scientific basis. **Intergovernmental Panel on Climate Change**, 2001.
- JANSSON, R.; NILSSON, C.; MALMQVIST, B. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: The roles of connectivity and recovery processes. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 4, p. 589–596, 2007.
- LACERDA, J. S.; COUTO, H. T. Z.; HIROTA, M. M.; PASISHNYK, N.; POLIZEL, J. L. Estimativa da biomassa e carbono em áreas restauradas com plantio de essências nativas. Publicações da ESALQ, Piracicaba, 23p, 2009.
- LAURANCE, W. F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, v. 141, n. 7, p. 1731–1744, 2008.
- LOPES, A. V.; GIRÃO, L.C.; SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; TABARELLI, M. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1154–1165, Jan 2009.
- LOPES, L. O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo: guia de orientação. Brasil, 42f, 2009.
- MCKENZIE, E.; IRWIN, F.; RANGANATHAN, J.; HANSON, C.; KOUSKY, C.; BENNETT, K.; RUFFO, S.; CONTE, M.; SALZMAN, J.; PAAVOLA, J. Incorporating

- ecosystem services in decisions. **In: Putting Ecosystem Services on the Agenda.** p. 339–355, 2009.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 71, p. 149–154, 2006.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). O Corredor Central da Mata Atlântica: Uma nova escala de conservação da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 48p, 2006.
- _____. Estratégia Nacional para Redução das Emissões de Gases de Efeito Estufa Provenientes do Desmatamento e da Degradação Florestal, Conservação dos Estoques de Carbono Florestal, Manejo Sustentável de Florestas e Aumento de Estoques de Carbono Florestal – ENREDD+. Brasília. 45p, 2015.
- _____. - PREVFOGO. Plano Operativo de Prevenção e Combate aos incêndios florestais na estação Ecológica Mico-Leão Preto. Brasília, 30p, 2008.
- MOREIRA, H. M.; GIOMETTI, A. B. D. R. Protocolo de Quioto e as possibilidades de inserção do Brasil no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo por meio de projetos em energia limpa. *Contexto Internacional*, v. 30, n. 1, p. 9–47, 2008.
- MYERS, M. R. A.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Washington – DC. v. 403, 72f, Feb 2000.
- OLIVEIRA A.A., D.; MORI, S. A. A central Amazonian terra firme forest. I. High species richness on poor soils. **Biodiversity and Conservation**, v. 8, p. 1219–1244, 1999.
- PARRON, L. M.; GARCIA, J.R.; OLIVEIRA, E.B.; BROWN, G.G.; PRADO, R.B. Serviços ambientais: conceito, classificação, indicadores e aspectos correlatos. **In: Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica.** 374p. 2015.
- PEARSON, T.; WALKER, S.; BROWN, S. Sourcebook for Land use, Land-use change and forestry projects. *Development*, v. 21, n. 3, p. 64, 2005.
- RIBEIRO, S. C. JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V.; SOUZA, A. L.; NARDELLI, A. M. B. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore.** Viçosa - Minas Gerais. V. 33, n. 5, p. 917–926, 2009.
- RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. Pacto pela Restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. Piracicaba: Instituto BioAtlântica, 256p. 2009.

- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. As teorias e os processos ecológicos envolvidos nas diversas etapas da restauração florestal. *In: A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais*. v. 680p. 2007.
- SILVA, C.A. Carbono na parte aérea de plantios de *Eucalyptus* spp. – em nível de árvore por amostragem destrutiva e para talhões inteiros após o ajuste de métricas LiDAR. . 153f. Tese (Mestrado em Ciência Florestal) – ESALQ/USP, Piracicaba, 2013.
- Society for Ecological Restoration International (SER). Princípios da *SER International* sobre a restauração ecológica. 15p, Out 2004.
- TIEPOLO, G.; CALMON, M. Measuring and Monitoring Carbon Stocks at the Guaraqueçaba Climate **Action Project** , Paraná , Brazil. v. 153, n. 153, 2002.
- TORRES, C. M. M. . *et al.* Floresta Estacional Semidecidual , No Parque Tecnológico De Quantifying Biomass and Carbon Stock in a Seasonal. **Revista Árvore**, v. 37, n. 4, p. 647–655, 2013.
- VIEIRA, S. A., ALES, L. F.; AIDAR, M.; ARAÚJO, L. S.; BAKER, T.; BATISTA, J. L. F.; CAMPOS, M. C.; CAMARGO, P. B.; CHAVE, J.; DELITTI, W. B. C.; HIGUCHI, N.; HONORIO, E.; JOLY, C. A.; KELLER, M.; MARTINELLI, L. A.; MATTOS, E. A.; METZKER, T.; PHILLIPS, O.; SANTOS, F. A. M.; SHIMABUKURO, M. T.; SILVEIRA, M.; TRUMBORE, S. E. Estimation of biomass and carbon stocks : the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**. v. 8, n. 2, p. 21–29, 2008.
- VOS, C. C.; BAVECO, H.; GRASHOF-BOKDAM, C. J. Corridors and species dispersal. *In: Applying landscape ecology in biological conservation*. New York: Springer, 2002. p. 84–104.
- YOUNG, C. E.; KHAIR, A.; SIMOENS, L.A.; MACKNIGHT, V. Fundamentos Econômicos da Proposta de Pacto Nacional pela Valorização da Floresta e pelo fim do Desmatamento na Floresta Amazônica: Macrotempo Consultoria Econômica. Brasil, 65p, 2007.

4 ESTIMATIVA DO ESTOQUE DE CARBONO NA BIOMASSA ACIMA DO SOLO UTILIZANDO TECNOLOGIA LIDAR

Resumo

A restauração de florestas tropicais tem potencial para a mitigação das mudanças climáticas devido ao rápido crescimento e a consequente estocagem de carbono. Assim, a utilização do LiDAR como ferramenta de sensoriamento remoto em florestas fornece dados precisos, que integrados com dados de campo tem o potencial de gerar modelos preditores para extensas áreas. Este trabalho visou gerar um modelo para estimar a quantidade de carbono estocado na parte aérea de três fragmentos florestais com a tecnologia LiDAR. Os fragmentos representam dois estágios sucessionais diferentes, floresta restaurada e floresta madura, proporcionando maior heterogeneidade para o modelo. Os dados de campo utilizados na modelagem foram coletados em 2015 e utilizados na equação alométrica de Ferez *et al.* (2015) para obter a estimativa de campo. A regressão linear múltipla foi o método utilizado para encontrar as métricas que melhor explicassem a variável de interesse. O modelo que gerou melhores resultados pelos critérios de Akaike, coeficiente de determinação e erro padrão da estimativa foi aquele que utiliza uma métrica de elevação, o percentil 90, e uma métrica de densidade, a porcentagem de retornos acima de 50cm do solo, apresentado o valor de 0,78 para o coeficiente de determinação. Os dados LiDAR e o inventário convencional apresentaram diferenças para a estimativa do carbono acima do solo, enquanto o inventário convencional encontrou 10 mil toneladas de estoque de carbono, o LiDAR encontrou 8 mil. Justifica-se a diferença, pois o LiDAR é capaz de captar todas as particularidades da área e o inventário convencional limita-se àquelas das parcelas de campo.

Palavras-chave: LiDAR; Restauração; Estoque de carbono; Inventário tradicional; Modelagem

Abstract

Restoration of tropical forests has the potential to mitigate climate change due to the fast growth and efficient carbon storage. Thus, the use of LiDAR as a remote sensing tool in forests provides accurate data, which integrated with field data might generate predictive models for large areas. This paper aimed to build a model to estimate the aboveground carbon stored in three fragments with LiDAR technology. The fragments represent three different successional stages: restored, secondary and mature forest, providing greater heterogeneity for the model. The field data used in the modeling was collected in 2015 and used in the allometric equation adjusted by Ferez *et al.* (2015) to obtain the field estimation of aboveground carbon. Multiple linear regression was the method used to find the metrics that best explain the variable of interest. The model that generated the best results by the Akaike criteria, coefficient of determination and standard error was one that uses a metric of elevation, the 90th percentile, and a density metric, the

percentage of returns above 50cm of the soil, presenting the value of 0.78 for the coefficient of determination. LiDAR data and conventional inventory showed differences for the aboveground carbon estimation, while the conventional inventory found 10 thousand ton of carbon stocked, LiDAR found 8 thousand ton. The difference is justified because LiDAR technology is able to capture the peculiarity of the total area and conventional inventory is limited to the field plots.

Keywords: LiDAR; Restored forests; Carbon stock; Forest inventory; Modeling

4.1 Introdução

A restauração de florestas tropicais tem potencial para a mitigação das mudanças climáticas devido ao rápido crescimento e a consequente eficiente estocagem de carbono (Locatelli *et al.*, 2015; Shimamoto *et al.*, 2014), fazendo parte do rol de atividades de compensação junto com manejo e proteção dos ecossistemas (IPCC, 2014). Os esforços para a redução de desmatamento e conservação dos remanescentes são globais, vide o programa das nações unidas para redução de emissão por desmatamento e deflorestamento (REDD+), *The Billion Tree Campaign*, iniciado em 2006, e *The Bonn Challenge*, iniciado em 2011.

Nesse contexto, o monitoramento dos processos ecológicos são necessários e, assim, avaliados para se certificar da efetividade de projetos de restauração (Brancalion *et al.*, 2009). Dessa forma, há indicadores para a avaliação e monitoramento que são diretamente dependentes dos diferentes estágios de maturação em que a área se encontra (Brancalion *et al.*, 2012). Dentre esses indicadores está a estimativa de biomassa e carbono, que mostra uma relação entre o estágio sucessional da floresta e seu estoque de biomassa (Nunes, 2011).

Dessa forma, sensores ativos e passivos que estimam biomassa são uma possibilidade de utilização no monitoramento, como satélites radares e satélites ópticos. Todavia, tais sensores têm limitações em regiões tropicais devido à dificuldade de adquirir imagens sem cobertura de nuvens e, também, devido ao complexo processamento de dados (Kuntschik, 2004). Como alternativa, a tecnologia LiDAR (*Light Detection and Ranging*), também chamada ALS (*Airbone Laser Scanning*), tem sido usada para melhorar as estimativas de grandes áreas em diversos campos de estudo, dentre eles, a estimativa de estoque de carbono e de volume (Asner *et al.*, 2010; Asner e Mascaro, 2014; Hai-qing, Yuan-chun e Yan, 2007, Saatchi *et al.*, 2011, Hudak *et al.*, 2012, Görgens *et al.*, 2015, Sinha *et al.*, 2015).

Assim, a utilização do LiDAR como ferramenta de sensoriamento remoto em florestas fornece dados precisos, que integrados com dados de campo tem o potencial de gerar

modelos preditores para extensas áreas. O ALS utilizado em aeronaves combina em uma plataforma aerotransportada o Sistema de Navegação Global por satélites - GNSS (*Global Navigation Satellite Systems*), que fornece a posição da aeronave e o Sistema de Navegação Inercial – INS (*Inertial Navigation System*), que determina os ângulos de altitude da aeronave, possibilitado assim o cálculo da distância entre o sensor e o alvo situado no terreno (Giongo *et al.*, 2010). Essa tecnologia tem se mostrado promissora no estudo de dinâmica de florestas como na quantificação de biomassa acima do solo, e, como consequência, na quantificação de carbono estocado.

O LiDAR fornece múltiplos produtos, como modelos digitais de superfície, modelos digitais de terreno e diversas estatísticas, chamadas de métricas. Podem ser de altura, de densidade, de intensidade e de topografia. Seu princípio é baseado em pulsos laser que são emitidos de uma plataforma embarcada em um avião e direcionados para um alvo, normalmente cidades ou florestas. Parte da luz é refletida pelos alvos e é registrada pelo computador de bordo, e tem sua distância percorrida calculada por meio da velocidade da luz e do tempo de viagem, do momento que foi emitida ao seu retorno (Giongo *et al.*, 2010).

Este estudo visa utilizar o LiDAR aerotransportado, ALS, com dados de inventário de campo para quantificar o carbono estocado na biomassa acima do solo nas áreas de floresta madura e em áreas restauradas. Quantificados os estoques de carbono, pretende-se avaliar se a restauração realizada no local obteve sucesso por meio de comparação dos atributos florestais presentes nessas três classes.

Esta pesquisa apresenta como hipótese a tecnologia LiDAR como ferramenta mais precisa e acurada na quantificação de carbono em extensas áreas frente às metodologias convencionais de amostragem e extrapolação utilizadas no inventário florestal convencional.

4.2 Objetivos

O objetivo deste capítulo é fornecer um modelo o qual estime o estoque de carbono acima do solo presente em três áreas distintas: um corredor ecológico restaurado com espécies nativas e dois fragmentos de floresta madura por meio da utilização da tecnologia LiDAR (*Light Detection and Ranging*) como principal ferramenta na quantificação do estoque em toda a área.

4.2.1 Objetivos específicos:

- I. Comparar as estimativas de técnicas convencionais obtidas por meio de método indireto para quantificação de carbono com as estimativas geradas pelos modelos provindos das métricas LiDAR;
- II. Elaborar com base nos modelos LiDAR mapas representativos da distribuição de carbono na região, evidenciando os locais de sucesso das áreas reflorestadas.

4.3 Material e Métodos

4.3.1 Localização da área de estudo

A pesquisa foi realizada no Pontal do Paranapanema, oeste de São Paulo, no município de Teodoro Sampaio. Essa região possui 31,8 km² de seu território inserido no bioma Mata Atlântica (MMA/IBAMA, 2012). Uma Unidade de Proteção Integral foi criada devido a necessidade de conservar remanescentes do bioma. Nesse contexto, os principais motivos que alavancaram a criação dessa Unidade de Conservação foi a proteção dos remanescentes da Floresta Estacional Semi-Decidual, bem como das populações do Mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) (IPE, 2008) espécie que se encontra na lista vermelha de espécies ameaçadas (IUCN, 2014).

Assim, a Estação Ecológica Mico-Leão-Preto (ESEC MLP) foi criada em julho de 2002, tendo seus limites redefinidos em maio de 2004, totalizando 5,5 mil hectares. Em dezembro de 2007 foi concluído o Plano de Manejo, em que propõe um zoneamento interno e de uma zona de amortecimento (IBAMA, 2008). O projeto de restauração florestal em questão abrange 800 hectares de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reservas Legais (RLs) para formar o maior corredor de biodiversidade implantado no Bioma Mata Atlântica, que conecta as duas maiores Unidades de Conservação da região: Parque Estadual do Morro do Diabo e a Estação Ecológica do Mico Leão Preto (ESEC MLP). Dessa forma, o Instituto de Pesquisas ecológicas (IPÊ) implementou o corredor ecológico entre 2005 e 2012, o qual interliga as duas unidades de conservação da área, totalizando 273,65 ha de área restaurada.

A área de estudo, portanto, abrange parte do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), que é uma floresta madura e está localizado nas coordenadas 22°36'17" a 22°38'21" de latitude Sul e 52°23'31" a 52°9'49" de longitude Oeste. E, também, a Estação Ecológica do

Mico Leão-Preto (ESEC MLP), que é uma floresta madura, a qual já sofreu processos intensos de queimadas e invasões. A ESEC MLP está inserida nas coordenadas 22°29'47" a 22°27'17" de latitude Sul e 52°29'39" a 52°27'44" de longitude Oeste.

Figura 13. Localização da área de estudo (à direita) e detalhamento dos plantios do corredor ecológico pela data de implementação (à esquerda).

O clima da região segundo a classificação climática de Köppen é do tipo Cwa, ou seja, clima temperado úmido, com inverno seco e verão quente e úmido. A pluviosidade varia entre 1.100 mm e 1.300 mm anuais. As temperaturas nos meses mais secos que são de maio a agosto tem média de 13°C, e nos meses de maior pluviosidade, janeiro a março, as temperaturas chegam a 32°C. A temperatura média anual da região é de 21°C.

4.3.2 Estimativa do estoque de carbono em campo

Foram instaladas parcelas para a coleta de dados de campo as quais foram distribuídas pela área por meio de uma amostragem semi-sistemática. Esse tipo de amostragem foi escolhido por se querer captar toda a variação de idade da área, já que os plantios não possuem áreas homogêneas. A coleta de dados ocorreu em novembro de 2015.

As parcelas circulares apresentaram raio de 11,3 metros, resultando em uma área de 400m² cada. A escolha por parcelas permanentes visou garantir uma correlação temporal entre medidas sucessivas e mensurar com melhor eficácia a dinâmica do acúmulo da biomassa em estudos futuros. Ao total, tem-se 46 parcelas e 1,84 hectares de densidade amostral. Os centros das parcelas foram demarcados com GPS Trimble e demarcados com estacas para futura sinalização durante os próximos monitoramentos.

As variáveis coletadas em campo foram três: circunferência do colo medida a 10cm do solo, circunferência a altura do peito medida a 1,3m do solo e altura total. Para a medição das circunferências foi utilizado fita métrica e para a medição da altura foi utilizado clinômetro Haga.

As variáveis medidas em campo foram utilizadas como variáveis independentes na equação de Ferez *et al.* (2015), que é um modelo alométrico utilizado a fim de quantificar a biomassa estocada em nível de árvore individual. A escolha da equação deveu-se à semelhança das áreas de estudo. Ou seja, a equação de Ferez *et al.* (2015) foi ajustada em área de vegetação restaurada da Mata Atlântica. Portanto, como as condições das áreas são semelhantes com a área deste projeto, procurou-se diminuir os erros intrínsecos ao método indireto relacionado a diversidade de condições.

A metodologia de Ferez *et al.* (2015) é uma sequência de três equações, que formam uma cadeia de dependência, apresentadas na Tabela 12. Dessa forma, a biomassa acima do solo é calculada como o somatório da biomassa da copa e da biomassa do lenho.

Tabela 12. Cadeia de equações utilizadas para gerar a biomassa total por árvore. Em que: AS - área seccional (medida a 30cm do solo, m²), Ht - altura total (m), DB - densidade básica da madeira (g.m⁻³); BL: Biomassa do lenho; BR: biomassa das raízes; BC: biomassa da copa.

Componente	Equação	R ²
Biomassa do lenho	$\ln(BL) = 6,03857 + 0,94494 * \ln(AS) + 0,96147 * \ln(Ht) + 1,02221 * \ln(DB)$	0,94
Biomassa das raízes	$\ln(BR) = -0,288 + 0,742 * \ln(BL)$	0,87
Biomassa da copa	$BC = 0,384 + 0,123 * BL - 0,086 * BR$	0,62

O carbono é calculado como sendo aproximadamente 50% da matéria da biomassa seca encontrada (Amaro *et al.*, 2013; Chave *et al.*, 2005; Pearson *et al.*, 2005).

Assim, pelo método indireto de medição de carbono acima do solo, citado acima, os resultados de campo para a variável de interesse que foram obtidos foram utilizados como variável resposta da modelagem. Um resumo dos dados gerados por ano de plantio é apresentado na Tabela 13.

Tabela 13. Dados de carbono acima do solo (CAS) gerados pela equação de Ferez *et al.* (2015) com as variáveis coletadas em campo

Ano de plantio	Parcelas	CAS (Mg.ha ⁻¹)		DAP (cm)	
		$\bar{X}$	s	$\bar{X}$	s
2005	1 a 6	12,7	14,2	8,4	5,0
2006	7 a 12	7,5	5,6	7,8	3,9
2007 / 2008	13 a 18	6,5	5,9	7,5	4,0
2009	19 a 24	1,7	1,3	7,0	3,4
2011	25 a 30	4,4	2,7	6,6	3,4
2012	31 a 36	2,6	3,1	5,9	2,7

Em que $\bar{X}$ é a média e s o desvio padrão da amostra do carbono acima do solo (CAS) encontrado em cada estrato

O estoque de carbono médio encontrado nos três estágios sucessionais da área são apresentados na Tabela 14. Esses dados servirão de parâmetro para o CAS encontrado pela modelagem com as métricas LiDAR.

Tabela 14. Dados da média e do estoque total de carbono acima do solo (CAS) para a área de estudo

	CAS (Mg.ha ⁻¹)	CAS (Mg.400m ⁻²)	Área (ha)	CAS - Área total (Mg.C)
	$\bar{X}$			
Fl. Restaurada	5,9	0,24	273	1608,4
Fl. Madura (ESEC)	38,3	1,53	129,5	4960,3
Fl. Madura (Morro do Diabo)	42,7	1,71	86,9	3710,9

Em que $\bar{X}$ é a média

4.3.3 Levantamento dos dados ALS

O voo foi realizado em outubro de 2015 pela empresa Fototerra, a qual escaneou uma área de aproximadamente 1.479ha. A nuvem de pontos teve densidade mínima de 5 pontos por metro quadrado. Também foi entregue como produto o Modelo Digital de Terreno (MDT). O sistema de coordenadas utilizado foi UTM – SIRGAS 2000.

Figura 14. Equipamentos que compõem o sistema. (a) equipamento LiDAR, (b) 3HDs, (c) abertura inferior do avião por onde sai o laser, (d) computador de bordo para controle do operador

No dia anterior ao sobrevoo, foi realizada uma visita ao hangar da fototerra, empresa prestadora do serviço, em que foi possível conhecer o equipamento utilizado na geração dos dados, mostrados na Figura 14.

Tabela 15. Especificações do voo realizado para a coleta de dados da área

Especificações	Descrição
Empresa contratada	FotoTerra
Data dos voos	Out/2015
Densidade de pontos	5 pontos por m ²
Altura do voo	600 metros
Sobreposição mínima entre as faixas	50%

O *software* utilizado para a filtragem e classificação foi o *software* Lastools, o qual requer licença para determinadas funções, e o *software* Fusion, software livre, para recorte da área de interesse e geração das métricas.

Métricas são estatísticas descritivas da nuvem de pontos em que é possível relacionar a elas os atributos de interesse de campo, no caso, atributos biométricos da floresta. As métricas geradas pela nuvem de pontos totalizam 67 estatísticas e incluem medidas como altura média, altura das dominantes, desvio padrão de altura, percentis de altura, cobertura de copa, densidade de retornos ao longo do perfil vertical da floresta, modelo digital de superfície, rugosidade, dentre outras.

Para o desenvolvimento dos modelos preditivos e análise das métricas foi utilizado o *software* R. O *software* ArcGIS foi utilizado para a geração dos mapas de volume representativos do carbono florestal e para o recorte dos rasters da área do projeto.

Os modelos preditivos foram construídos usando os atributos medidos em campo como as variáveis resposta e as métricas LiDAR como predictoras, determinando assim, quais seriam as potenciais variáveis independentes que explicam os atributos de interesse, como biomassa e carbono (White *et al.*, 2013).

A Figura 15, extraída do relatório canadense sobre inventário florestal com LiDAR, demonstra os passos gerais realizados para a modelagem.

Figura 15. Esquema representando os passos gerais para a construção do modelo preditivo. A equação em destaque é um exemplo em que p90 e p20 são as métricas que melhor predizem a variável volume (V). Essas métricas, no exemplo, serão usadas para a extrapolação para toda a área. (Fonte: White *et al.*, 2013).

A área de interesse da Figura 15 faz analogia à área do projeto onde se deseja quantificar o estoque de carbono, ou seja, ao corredor restaurado e aos dois polígonos que delimitam as unidades de conservação.

A unidade amostral da nuvem de pontos, formada devido a um *grid* de células de lado 20 x 20m, é uma célula pertencente a esse *grid*. O tamanho dessa célula se relaciona com o tamanho da parcela medida em campo, ou seja, 400m².

Pode-se dizer que a nuvem de pontos ALS é um tapete de informações que cobre toda a área, sem distinção do que faz parte da área de interesse e do que não faz. Assim, faz-se um recorte da nuvem de pontos pertinente a área de interesse, utilizando um arquivo *shapefile*, para se obter métricas apenas da área de interesse. Um segundo recorte é realizada

para se separar a nuvem de pontos pertinentes às parcelas de inventário de campo da área total do projeto.

Previamente a extração das métricas, faz-se a análise de qualidade dos dados. Essa análise tem como principais objetivos: checar se a densidade de pontos está de acordo com o especificado pelo projeto; redefinir o sistema de coordenadas dos dados para ser congruente ao dos arquivos *shapefiles*, gerar histogramas para visualização do comportamento da nuvem de pontos, excluir possíveis pontos que tenham as coordenadas x, y e z duplicados, reclassificar os pontos que não condizem com o perfil do local, ignorar os pontos de ruídos.

Para o processamento da nuvem de pontos, é necessário que ela seja dividida em ladrilhos, chamados de *tiles*. A Figura 16 mostra no fluxograma o passo a passo do processamento da nuvem. Assim, um *buffer* de 50m é feito por *tile* para não se perder informação da vizinhança na interpolação para a geração do *raster* do modelo digital de terreno e das métricas.

Para cada *tile* os pontos classificados como solo são separados a fim de normalizar a área, ou seja, retira-se a altitude do terreno, assim, toda a nuvem de pontos fica estabelecida em um plano e, então, gera-se as métricas das parcelas. Para a geração das métricas da área toda, a ferramenta utilizada usa o modelo digital de terreno como uma de suas entradas, assim, apenas a nuvem reclassificada é utilizada nessa etapa.

Dessa forma, a nuvem de pontos normalizada pertinente às parcelas de campo tem suas métricas extraídas. Essas métricas são relacionadas a variável resposta obtida em campo por meio da regressão linear múltipla, com a finalidade de encontrar as métricas que melhor se correlacionam com o carbono acima do solo e os parâmetros da regressão, para, posteriormente, aplicar o modelo preditivo para o restante da nuvem de pontos do resto da área do projeto. Uma vez que as equações são aplicadas, cada célula do grid irá ter uma estimativa para o atributo de interesse (White *et al.*, 2013).

Figura 16. Etapas do processamento da nuvem de pontos para geração das métricas das parcelas, da área total e do mapa de volume

A Figura 17, Figura 18 e Figura 19 mostram visualmente a nuvem de pontos antes e após o processo de filtragem e normalização.

Figura 17. Nuvem original. Percebe-se os pontos muito acima e muito abaixo do terreno são ruídos que devem ser filtrados. Nuvem de pontos extraída do Morro do Diabo, floresta madura.

Figura 18. Nuvem de pontos após o processo de filtragem, ou seja, os ruídos foram retirados. Porém, percebe-se ainda o desnível do terreno.

Figura 19. Nuvem de pontos filtrada, sem ruídos, e normalizada. Ou seja, sem influência do desnível natural do terreno.

Figura 20. Nuvem de pontos normalizada classificada por altura à esquerda, em que amarelo mais claro representa maiores alturas. À direita, nuvens das parcelas de campo utilizadas na modelagem.

As métricas analisadas neste estudo foram aquelas que apresentaram coeficiente de correlação de Pearson acima de 0.7 com a variável de interesse, carbono acima do solo (CAS). As métricas com potencial de utilização são apresentadas na Tabela 16.

Tabela 16. Métricas de potencial utilização no modelo

Métrica	Descrição
Hmed	Média das alturas dos retornos acima de 1 metro
Hmax	Retorno de elevação mais alta obtido dentro da célula
Hdesv	Desvio padrão das alturas encontradas dentro da célula
P_n	Altura em que n% dos retornos estão abaixo. Ex: P ₉₀ : altura, em metros, onde 90% dos retornos estão abaixo
Hvar	Variância da altura média
Porc. (%) do total de retornos acima da moda	Razão dos retornos acima da moda pela quantidade de retornos total.
Porc. (%) do total de retornos acima da média	Razão dos retornos acima da média pela quantidade de retornos total.
Porc. (%) de retornos acima de 50cm	Razão dos retornos acima de 50cm pela quantidade de retornos total.
Porc (%) do total de primeiros retornos	Razão entre os primeiros retornos e todos os retornos

Descrição das métricas:

Altura média:
$$H_{med} = \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n H_i \quad (15)$$

Desvio padrão da altura:
$$H_{desv} = \sqrt{\frac{1}{n-1} * \sum_{i=1}^n (H_i - H_{med})^2} \quad (16)$$

Variância da altura:
$$H_{var} = \frac{1}{n-1} * \sum_{i=1}^n (H_i - H_{med})^2 \quad (17)$$

Porcentual do total de retornos acima de 50cm:
$$F_{0,5} = \frac{n_{>0,5}}{n_{total}} \quad (18)$$

Porcentual do total de retornos acima da moda:
$$F_{mo} = \frac{n_{>moda}}{n_{total}} \quad (19)$$

Porcentual do total de retornos acima da média:
$$F_{me} = \frac{n_{>média}}{n_{total}} \quad (20)$$

Porcentual do total de primeiros retornos:
$$F_{t1} = \frac{n_1}{n_{total}} \quad (21)$$

Em que:

n: número de retornos da nuvem de pontos;

n₁: número do total de primeiros retornos;

H_i: altura no ponto i.

4.3.4 Modelagem estatística

A regressão linear múltipla foi o método utilizado para relacionar as métricas LiDAR com a variável de campo, carbono acima do solo, pois há uma variável dependente para algumas variáveis independentes. A regressão linear utiliza o método da minimização da soma dos quadrados dos resíduos, ou seja, a minimização da diferença entre os valores observados e os valores estimados pela regressão.

A regressão linear trabalha com pressuposições que devem ser atendidas, como: normalidade da distribuição dos erros; relação linear entre as variáveis dependentes e independentes; homocedasticidade dos resíduos; independência entre resíduos; não existir *outliers* influentes. Para atender essas pressuposições trabalhou-se com as variáveis transformadas em logaritmo neperiano.

Para analisar a normalidade dos resíduos, trabalhou-se com o teste de Shapiro-Wilk, a homocedasticidade dos erros foi analisada por meio da análise gráfica. A presença de *outliers* foi analisada de acordo com a análise gráfica dos resíduos estudentizados.

A relação das métricas com o carbono encontrado em campo foi analisado de acordo com coeficiente de correlação linear de Pearson (r_{xy}), o qual indica o grau de associação linear entre as variáveis. Nesse caso, as variáveis que obtiveram valores superiores a 0,70 de correlação com a variável de interesse foram analisadas em modelos.

$$r = \frac{C_{x,y}}{S_x S_y} \quad (22)$$

Em que:

$C_{x,y}$ – covariância das variáveis x e y;

S_x – desvio padrão da variável x;

S_y – desvio padrão da variável y

Dessa forma, a modelagem foi realizada com base na matriz de correlação linear de Pearson em dois passos. Primeiramente, gerou-se uma matriz de correlação com a variável de interesse, carbono acima do solo, interagindo com as métricas LiDAR a fim de se encontrar as métricas que a melhor explicasse. E, após essa primeira análise, foi gerada uma matriz apenas entre métricas LiDAR, ou seja, dentre as métricas de densidade e dentre as métricas de elevação, para se evitar colinearidade nas variáveis de cada categoria utilizadas.

Figura 21. Diagrama de cluster das métricas geradas pelo software Fusion e a correlação existente entre elas.

No diagrama de cluster acima estão representadas as métricas de intensidade, elevação e densidade, além de suas relações. Esse tipo de diagrama orienta na escolha das variáveis a fim de se evitar colinearidade entre elas. Ou seja, deve-se evitar que sejam utilizadas no mesmo modelo as variáveis que estiverem próximas e apresentarem origem no mesmo ramo, pois o acréscimo dessa segunda variável não geraria melhoras significativas ao modelo.

As métricas apresentadas na Tabela 17 apresentaram as melhores correlações com a variável carbono acima do solo e, assim, trabalhou-se com elas para a geração do modelo. Procurou-se trabalhar com as métricas de elevação e de densidade para fornecer aos modelos informações sobre essas duas famílias de variáveis fornecidas pelo LiDAR.

Tabela 17. Valores da correlação linear de Pearson das métricas LiDAR que apresentaram maiores valores com a varável carbono acima do solo em Mg.ha⁻¹

Métricas de densidade	Correlação linear de Pearson
Porc. (%) do total de retornos acima de 50cm	0.74
Porc. (%) do total de retornos acima da moda	0.79
Porc. (%) do total de retornos acima da média	0.62
Razão entre total de retornos e total de primeiros retornos acima de 50cm	0.68
Métricas de elevação	
Altura máxima	0.87
Altura média	0.81
Desvio padrão da altura	0.79
P60	0.72
P70	0.82
P80	0.85
P90	0.86

Após filtradas as métricas que melhor se associavam com a variável de interesse, os modelos foram gerados. E, assim, a análise e a seleção dos modelos foram feitas de acordo com os critérios do R² ajustado, Critério de Informação de Akaike e erro padrão da estimativa, melhor explicados abaixo.

- R² ajustado: primeiramente, o coeficiente de determinação, R², é calculado, sendo este uma medida da proporção da variabilidade em uma variável que é explicada pela variabilidade da outra, indicando quanto um modelo consegue explicar os valores observados. No entanto, o R² ajustado penaliza a inclusão de variáveis independentes pouco explicativas, assim, leva-se em consideração o número de regressores do modelo, diferenciando-o do R².

$$R^2 = 1 - \frac{SQResíduos}{SQTotal} \quad (23)$$

Em que:

R²: coeficiente de determinação;

SQ Resíduos: soma dos quadrados dos resíduos;

SQ Total: soma total dos quadrados.

$$R^2_{aj} = R^2 - (1 - R^2) \frac{p}{n - p - 1} \quad (24)$$

Em que:

R^2_{aj} : coeficiente de determinação ajustado;

p: número de variáveis independentes;

n: tamanho da amostra (46).

- AIC: Critério de Informação de Akaike. Leva em consideração a existência de um modelo real, porém desconhecido. O modelo que apresentar o menor valor de AIC será aquele que obtiver menor divergências em relação ao suposto modelo real, pois o AIC representa a distância relativa esperada entre esses dois modelos.

$$AIC = 2k - 2\ln L(\hat{\theta}|X) \quad (25)$$

Em que:

AIC: critério de informação de Akaike;

k= número de parâmetros do modelo;

L = valor maximizado da função log de verossimilhança do modelo ajustado.

- S_e ou SEE: erro padrão da estimativa ou erro padrão do resíduo, indica o desvio padrão dos valores previstos da variável dependente ao redor da linha de regressão estimada, ou seja, indica quanto os valores estimados pela regressão se aproximam dos valores reais. Quanto menor o valor do S_e , melhor é a regressão.

$$S_e = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n - p - 1}} \quad (26)$$

Em que:

Soma dos erros quadráticos ($\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2$);

n: número de observações;

p: número de variáveis independentes.

Dessa forma, de acordo com os resultados obtidos pelos critérios acima, o modelo preditor foi escolhido para ser utilizado no mapa de geração de volume e estimar o carbono total da área.

4.4 Resultados e Discussão

Os modelos testados sem haver transformação das variáveis não atenderam as pressuposições da estatística paramétrica, critérios usados para dar continuidade a regressão linear múltipla. Assim, optou-se por fazer a transformação logarítmica, pois, dessa forma a normalidade dos erros e a correlação linear foi atingida. A modelagem não linear não foi escolhida por haver pouca amostragem de campo, 46 parcelas, e por não haver uma tendência clara de alguma função não linear.

Um dos primeiros resultados a ser mostrado é referente a qualidade dos modelos. Assim, o gráfico quantil-quantil, Figura 22, busca checar a adequação da distribuição de frequência dos dados à uma distribuição de probabilidade. Ao utilizar os resíduos estudentizados ao invés dos dados mostra-se o efeito das variáveis explicativas no modelo. A fuga da normalidade dos dados nos extremos se deu em todos os modelos, essa fuga foi associada a baixa amostragem em áreas que apresentaram grande quantidade de carbono estocado, como visto nas florestas nativas.

Figura 22. Gráfico quantil-quantil para a distribuição de normalidade dos resíduos estudentizados dos 6 modelos analisados

Apesar dos gráficos quantil-quantil apresentarem valores fora da linha da distribuição normal, a normalidade dos erros é confirmada em todos os modelos apresentados,

pois o valor P apresentado, valores expostos na Tabela 18, pelo teste de normalidade de Shapiro-Wilk foram superiores ao nível de significância de 5%. Assim como os valores para a estatística W calculado são superiores ao W tabelado em uma amostra de $n = 46$ e nível de significância de 5%.

Tabela 18. Valor p para a normalidade dos erros, analisando a nível de significância de 5%

	MODELOS PREDITORES DE CAS (Mg/400m ²)	Valor P	W _{calc}
1	$\text{Ln}(\text{CAS}) = -8.1066 + 2.2204 * \ln(\text{H}_{\text{med}}) + 0.7937 * \ln(\text{F}_{0,5})$	0.5651	0.9789
2	$\text{Ln}(\text{CAS}) = -9.7015 + 2.562 * \ln(\text{H}_{\text{med}}) + 0.5512 * \ln(\text{F}_{\text{t1}})$	0.4814	0.9768
3	$\text{Ln}(\text{CAS}) = -8.8656 + 0.7588 * \ln(\text{F}_{0,5}) + 2.2169 * \ln(\text{P}_{90})$	0.1151	0.9601
4	$\text{Ln}(\text{CAS}) = -11.2238 + 0.5385 * \ln(\text{F}_{\text{t1}}) + 2.9959 * \ln(\text{P}_{90}) - 0.4819 * (\text{H}_{\text{desv}})$	0.229	0.9678
5	$\text{Ln}(\text{CAS}) = -10.1719 + 0.5568 * \ln(\text{P}_{30}) + 0.5121 * \ln(\text{F}_{0,5}) + 2.0819 * \ln(\text{P}_{90})$	0.2844	0.9703
6	$\text{Ln}(\text{CAS}) = -9.4216 + 0.7653 * \ln(\text{F}_{0,5}) + 2.5986 * \ln(\text{P}_{90}) - 0.3864 * \ln(\text{H}_{\text{desv}})$	0.2242	0.9676

CAS - Carbono acima do solo (Mg/400m²); F_{t1} - total de retornos acima de 1 metro; F_{0,5} - porcentagem de retornos acima de 50cm; P₉₀ - percentil 90; P₃₀ - percentil 30; H_{desv} - desvio padrão da altura; H_{med} – altura média.

Os modelos que apresentaram melhores resultados pelos critérios de análise são apresentados na Tabela 19. Todos os modelos apresentados obtiveram parâmetros da regressão significativos acima de 95%.

Tabela 19. Critérios de seleção dos modelos ajustados para a predição da variável carbono acima do solo por 400m².

	MODELOS PREDITORES DE CAS (Mg/400m ²)	R ² aj.	AIC	S _e
1	$\text{Ln}(\text{CAS}) = -8.1066 + 2.2204 * \ln(\text{H}_{\text{med}}) + 0.7937 * \ln(\text{F}_{0,5})$	0.77	119.15	0.838
2	$\text{Ln}(\text{CAS}) = -9.7015 + 2.562 * \ln(\text{H}_{\text{med}}) + 0.5512 * \ln(\text{F}_{\text{t1}})$	0.77	119.84	0.844
3	$\text{Ln}(\text{CAS}) = -8.8656 + 0.7588 * \ln(\text{F}_{0,5}) + 2.2169 * \ln(\text{P}_{90})$	0.78	116.66	0.815
4	$\text{Ln}(\text{CAS}) = -11.2238 + 0.5385 * \ln(\text{F}_{\text{t1}}) + 2.9959 * \ln(\text{P}_{90}) - 0.4819 * (\text{H}_{\text{desv}})$	0.78	119.10	0.829
5	$\text{Ln}(\text{CAS}) = -10.1719 + 0.5568 * \ln(\text{P}_{30}) + 0.5121 * \ln(\text{F}_{0,5}) + 2.0819 * \ln(\text{P}_{90})$	0.78	117.89	0.818
6	$\text{Ln}(\text{CAS}) = -9.4216 + 0.7653 * \ln(\text{F}_{0,5}) + 2.5986 * \ln(\text{P}_{90}) - 0.3864 * \ln(\text{H}_{\text{desv}})$	0.78	118.39	0.823

CAS - Carbono acima do solo (Mg/400m²); F_{t1} - total de retornos acima de 1 metro; F_{0,5} - porcentagem de retornos acima de 50cm; P₉₀ - percentil 90; P₃₀ - percentil 30; H_{desv} - desvio padrão da altura; H_{med} – altura média. R²aj. – coeficiente de determinação ajustado; AIC – critério de Akaike; S_e – erro padrão da estimativa.

De acordo com a primeira análise de seleção dos modelos utilizada, o R² ajustado, os modelos 3 a 6 são os modelos que melhor explicam os valores observados, pois seus parâmetros relacionados com as variáveis independentes explicam 78% da variável

dependente. Porém, dentre esses modelos, o modelo 3 é o único a apresentar apenas duas variáveis independentes, preferindo-se ele pelo princípio da parcimônia.

Mais além, o modelo que apresentou menor valor para o AIC foi o modelo 3, ou seja, apresentou menor divergências em relação ao suposto modelo real que o AIC subtende. O terceiro critério de seleção é o erro padrão da estimativa ou dos resíduos, em que, menores valores indicam que os valores estimados pela regressão se aproximam mais dos valores reais. Dessa forma, o modelo 3 foi o que apresentou melhores resultados, sendo esse o modelo escolhido para se dar continuidade no cálculo de carbono acima do solo da área com as métricas LiDAR.

O intervalo de confiança para o modelo escolhido mostra a rejeição da hipótese nula, ou seja, rejeita-se a hipótese da nulidade do intercepto e dos parâmetros, confirmando que eles são significativos, como pode-se conferir na Tabela 20.

Tabela 20. Valores do intervalo de confiança dos parâmetros do modelo 3, modelo escolhido, para nível de significância de 95%.

	Parâmetro	Intervalo de Confiança
Modelo 3	Intercepto	-8.8656 $\pm$ 1.2016
	B ₁	0.7588 $\pm$ 0.5239
	B ₂	2.2169 $\pm$ 0.8767

Os modelos 3 a 6 geraram inferências superiores aos valores observados para a parcela de campo que mais obtiveram carbono em campo, parcela 47, pertencente à floresta madura, como pode-se perceber pela Figura 23 que mostra a relação entre o carbono observado e o carbono estimado.

Por outro lado, os modelos geraram inferências inferiores aos valores observados para as parcelas de campo que obtiveram altos valores de carbono, com exceção da Parcela 47.

Figura 23. Gráficos de dispersão do carbono acima do solo estimado versus o observado em megagrama (10^6g ou tonelada) por 400m^2

Segundo uma perspectiva gráfica a Figura 24 representa a relação entre o carbono estimado e os resíduos estudentizados da regressão dos modelos analisados, essa é uma técnica de análise gráfica para verificar a homocedasticidade do modelo. Os resíduos que mais se afastam da linha do zero são os resíduos gerados para as florestas nativas, ou seja, as florestas caracterizadas como maduras. Sendo que nessas parcelas foram encontrados os maiores valores de estoque de carbono. No entanto, para a floresta do MD, o modelo 3 gera inferência superior ao esperado para os valores do carbono estimado, e para a floresta da ESEC, o mesmo modelo gera inferências inferiores para os valores do estoque de carbono. No entanto, para as parcelas do corredor ecológico, os resíduos obtiveram variância constante de acordo com os gráficos.

Figura 24. Relação dos resíduos estudatizados versus carbono acima do solo estimado dos 6 modelos analisados

A parcela de campo que apresentou resíduo discrepante dos demais é a Parcela 33, sendo ela uma das duas parcelas de borda da Floresta da ESEC, a qual faz limite com a rodovia. Tal parcela não continha a quantidade de biomassa que o resto das parcelas dessa área apresentaram, sendo discrepante a quantidade de carbono do interior da floresta com as bordas do fragmento.

Os resíduos que foram discrepantes do restante das observações são candidatos a serem *outliers*. No entanto, nem toda observação com resíduo alto é um *outlier*, para ser considerado como tal, o ponto deve ser influente. Assim, uma das maneiras de se analisar se um ponto é influente é pelo gráfico da distância de Cook, que é uma medida de impacto de uma observação quando retirada do modelo sobre as estimativas do coeficiente da regressão. Como mostrado na Figura 25 nenhum modelo apresenta valores influentes, pois nenhum valor ultrapassa a linha limite da Distância de Cook.

Figura 25. Distância de Cook de todos os modelos para avaliar os possíveis pontos de *outlier*.

Figura 26. Gráfico com as linhas de tendência do teste de validação, linha pontilhada preta, e do modelo, linha azul.

A validação por meio do método *leave-one-out*, também chamada de *Jack knife*, somente ocorreu quando realizadas apenas para as parcelas da floresta restaurada, indicando que o modelo não é ideal para as florestas nativas devido a heterogeneidade, representando melhor a floresta restaurada.

Após a escolha e análise do modelo, geraram-se os rasters das duas métricas requisitadas no modelo: Percentil 90 (P_{90}) e Porcentagem de todos os retornos acima de 0.5 metro ($F_{0,5}$). Os rasters foram gerados para toda a área a fim de que suas informações quantitativas de cada pixel fossem incluídas no modelo de predição para, posteriormente, serem gerados mapas de estoque de carbono para toda a área.

A métrica de elevação Percentil 90 (P_{90}) gera a informação da altura em que 90% dos retornos estão abaixo. Essa métrica, juntamente com a métrica Percentil 99, no diagrama de Cluster, Figura 21, finalizam em um ramo em comum com a métrica altura máxima. No entanto, a métrica altura máxima está mais sujeita a ruídos do que a métrica percentil 90. Esta última por sua vez apresentou melhores associações na correlação de Pearson com a variável de interesse do que a altura máxima. Obter uma métrica de elevação como boa preditora para a quantidade de biomassa é esperado, pois florestas altas tendem a ter mais biomassa em sua estrutura do que florestas baixas, já que o crescimento das árvores implica em estocagem de carbono principalmente na parte lenhosa.

Já a métrica de densidade Porcentagem de Retornos acima de 0.5 metro se relacionou melhor com a variável de interesse do que as outras variáveis de densidade estudadas. A

métrica refletiu a composição da floresta, ou seja, a quantidade de retornos era diretamente proporcional a quantidade de material florestal no local, informação pertinente ao cálculo de biomassa. A escolha de 50cm para a altura de corte evitou que a métrica utilizasse informações de arbustos muito pequenos e vegetação rasteira, já que esses indivíduos não colaboram com o estoque de carbono. Por outro lado, essa altura de 50cm permitiu gravar retornos de espécies arbustivas mais adultas, como o Maricá de espinho bastante presente em algumas áreas.

A vantagem dos dados LiDAR é ter informação de toda a área. Dessa forma, o modelo de predição foi capaz de captar a peculiaridade de cada célula de 400m² em que a área total foi dividida. A Tabela 21 mostra um comparativo da média encontrada nas parcelas de campo pelo método do inventário convencional, a da média de carbono acima do solo calculada pelo LiDAR. Assim como um comparativo dos dados extrapolados para toda a área são apresentados.

Tabela 21. Comparativo do estoque de carbono acima do solo obtido em campo e por meio do escaneamento a laser.

	Média CAS (Mg. ha ⁻¹)		Área total (Mg.C)	
	Campo	LiDAR	Campo	LiDAR
Fl. Restaurada	5.9	5.0	1608.4	1348.1
Fl. Madura (ESEC)	38.3	22.8	4960.3	2902,5
Fl. Madura (Morro do Diabo)	42.7	54,0	3710.9	4566.1
Total	13.25	18,5	10279.6	8872.2

Os dados LiDAR e os dados de campo apresentaram diferenças em seus resultados para carbono acima do solo. Analisando os resultados para a média gerada por hectare da área de estudo, apresentado na tabela acima, a diferença pode ser resultado de a capacidade dos dados LiDAR captar a heterogeneidade da área melhor do que o delineamento experimental.

Assim, áreas com grande mortalidade ou alagadas no caso da área restaurada tiveram suas características contabilizadas, assim como área de alta densidade de árvores, no caso da floresta madura. O trabalho de campo não é capaz de captar e contabilizar os detalhes de toda a área por não ser um censo, justificando as diferenças entre as metodologias.

Os resultados que mais divergiram foram os da floresta da ESEC. Justifica-se o fato por essas florestas apresentarem mais perturbações antrópicas, presença de moradias nos arredores e, possivelmente, pela presença de atividades de agricultura não detectadas pela amostragem de campo.

Zolkos *et al.* (2013) explicam que a acurácia dos modelos varia entre tipos florestais, não dependendo apenas do sensor remoto utilizado, mas também, do modelo alométrico utilizado para estimar a variável resposta na calibração do modelo com as métricas LiDAR.

Pode-se citar os trabalhos de Hudak *et al.* (2012), Zhao *et al.* (2012) em que foi utilizada a métrica altura média para estimar biomassa florestal. A métrica percentil 90 foi utilizada por Andersen *et al.* (2005) para quantificar biomassa. No trabalho de Zonete *et al.* (2010), os percentis 10, 30, 7 e 90 foram selecionados por apresentarem melhor desempenho na estimação de área basal e volume.

Gorgens *et al.* (2015), estudaram três conjuntos de nuvens de pontos provindos de três diferentes voos realizados no mesmo dia e na mesma área, porém com configurações diferentes. Com o objetivo de encontrar as métricas mais estáveis que melhor estimassem o volume de um povoamento homogêneo de eucalipto, em São Paulo, encontraram nas métricas de altura, dos maiores percentis (acima de 50%), maior correlação, sendo métricas bem relacionadas ao volume encontrado em campo nos três conjuntos de dados.

A figura abaixo representa o mapa de estoque de carbono do ano de 2015, gerado pelo sobrevoo de novembro de 2015, da área estudada classificado de acordo com a quantidade de carbono encontrada. Percebe-se que foi detectado que a floresta madura apresenta maiores estoques de carbono. O corredor ecológico restaurado apresenta uma contribuição homogênea, com presença de poucas manchas de maior sucesso de estocagem de carbono.

As idades dos plantios não influenciaram em uma maior quantidade de biomassa, e, desde que o solo em toda a área é o mesmo, também não é um fator de influência de sucesso no plantio.

Figura 27. Mapa de estocagem de carbono da área de estudo. Classificada em graduação da cor verde, em que verde escuro significa maior estocagem e o verde mais claro significa menor estocagem de carbono.

4.5 Conclusão

As hipóteses levantadas neste trabalho são confirmadas, visto que é possível estimar o carbono estocado em florestas com dados LiDAR interagidos com dados de campo. No caso deste estudo, a modelagem realizada confirma o potencial da técnica para estimar atributos de áreas heterogêneas, apresentando grau de explicação de até 78% para a variável de interesse.

- As métricas de elevação e de densidade têm alta correlação com a biomassa da floresta. Sendo assim, a utilização de uma métrica de elevação com o auxílio de uma métrica de densidade é suficiente para a modelagem de carbono estocado na parte aérea;

- A utilização de mais métricas no modelo mostrou que não há acréscimo de contribuições significativas nos critérios de seleção. Devido à alta correlação que as métricas apresentam entre si, a filtragem para selecioná-las foi necessária a fim de se evitar multicolinearidade e obedecer ao princípio da parcimônia. Assim, as métricas que estimam altura média, percentil 30, desvio padrão da altura e total de retornos acima de 0.5 metro foram boas métricas preditoras para o cálculo da biomassa. No entanto, as métricas Percentil 90 e Porcentagem do total de retornos acima de 0.5 metro foram as duas que melhor explicaram a variável de interesse;
- O valor de associação encontrado é justificado pela alta heterogeneidade da área, devido a representatividade de duas florestas madura e em formação. Dessa forma, as florestas madura apresentam maior quantidade de material lenhoso devido ao estágio sucessional em que se encontram, ao passo que o corredor ecológico apresenta espécies arbustivas e ainda de pequena estatura, as quais ainda não contribuem significativamente com a estocagem de carbono, mas contribuem com biomassa e preparo do solo.
- As áreas que apresentaram maiores estoques de carbono foram as áreas de floresta nativa, representadas pela Estação Ecológica do Mico Leão Preto e pelo Morro do Diabo;
- Os dados LiDAR forneceram informação do corredor ecológico que não foi captado na modelagem de campo.

Resultados mais acurados do LiDAR requerem modelos alométricos locais mais precisos. Ou seja, para uma melhor calibragem do modelo, dados de campo obtidos por meio do método destrutivo de amostragem seriam mais confiáveis, e não por meio da utilização de método indireto com equações presente na literatura. No entanto, pela impossibilidade de se realizar o abate das árvores na região, considera-se que o LiDAR foi mais acurado para captar o carbono acima do solo na região do que o inventário convencional.

REFERÊNCIAS

- AKAY, A. E.; OGUZ H.; KARAS, I.R.; ARUGA, K. Using LiDAR technology in forestry activities. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 151, n. 1–4, p. 117–125, 2009.
- AMARO, M.A. Quantificação do estoque volumétrico, de estacional semidecidual no município de Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. v.37, n.5, p. 849–857, 2013.
- ANDERSEN, H.; MCGAUGHEY, R. J.; REUTEBUCH, S. E. Estimating forest canopy fuel parameters using LIDAR data. **Remote Sensing of Environment**. v. 94, p. 441–449, 2005.
- ASNER, G. P.; POWELL, G. V. N.; MASCARO, J.; KNAPP, D. E.; CLARK, J. K.; JACOBSON, T. K.; BALAJI, A.; PAEZ-ACOSTA, G.; VICTORIA, E.; SECADA, L.; VALQUI, M.; HUGHES, F. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, US, v. 107, n. 38, p. 16738–16742, Aug. 2010.
- ASNER, G. P.; MASCARO, J. Mapping tropical forest carbon: Calibrating plot estimates to a simple LiDAR metric. **Remote Sensing of Environment**, US, v. 140, p. 614–624, Sep. 2014.
- BRANCALION, P.H.S.; VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Avaliação e Monitoramento de Áreas em Processo de Restauração. In: Martins, S.V. (Org.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 1ed. Viçosa: UFV, 2012, p. 262-293.
- CARLOS, L. Inventário florestal com tecnologia laser aerotransportada de plantios de Eucalyptus spp. Mestrado (Doutorado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz ESALQ/USP, Piracicaba. p. 153. 2013.
- CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIMS, M.A.; CHAMBERS, J.Q.; EAMUS D.; FOLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, L.P.; NELSON, B.W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIERA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Ecosystem Ecology**. v. 145, n. 1, p. 87–99, 2005.
- DITT, E. H.; MOURATO, S.; GHAZOUL, J.; KNIGHT, J. Forest Conversion and Provision of Ecosystem Services in the Brazilian Atlantic Forest. **Land Degradation & Development**, v. 21, n. 6, p. 591–603, 2010.

- FEREZ, A. P. C.; CAMPOE, O.C.; MENDES, J.C.; STAPE, J.L. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. **Forest Ecology and Management**. v. 350, p. 40–45, 2015.
- GARCIA LEITE, H.; ANDRADE, V. C. L. DE. Importância das variáveis altura dominante e altura total em equações hipsométricas e volumétricas. **Revista Arvore**, v. 27, n. 3, p. 301–310, 2003.
- GIONGO, M.; KOEHLER, H. S.; MACHADO, S. A.; KIRCHNER, F. F.; MARCHETTI, M. LiDAR: princípios e aplicações florestais. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 30, n. 63, p. 231–244, Out. 2010.
- GORGENS, E.B.; PACKALEN, P.; SILVA, A.G.P. DA; ALVARES, C.A.; CAMPOE, O.C.; STAPE, J.L.; RODRIGUEZ, L.C. Stand volume models based on stable metrics as from multiple ALS acquisitions in Eucalyptus plantations. *Annals of Forest Science*. 2015. 72:489-498.
- HAI-QING, H.; YUAN-CHUN, L.; YAN, J. Estimation of the carbon storage of forest vegetation and carbon emission from forest fires in Heilongjiang Province, China. **Journal of Forestry Research**, v. 18, n. 1, p. 17–22, 2007.
- HUDAK, A. T.; STRAND, E. K.; VIERLING, L.A.; BYRNE, J.C.; EITEL, J.U.H.; MARTINUZZI, S.; FALKOWSKI, M.J. Quantifying aboveground forest carbon pools and fluxes from repeat LiDAR surveys. **Remote Sensing of Environment**. v. 123, p. 25–40, 2012.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate Change 2014 Synthesis Report Summary Chapter for Policymakers. Montreal. 2014. 31 p.
- INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS (IPE). Relatório de atividades, 2008. Nazaré Paulista. 20p. 2008.
- KUNTSHIK, G. Estimativa de biomassa vegetal lenhosa em cerrado por meio de sensoriamento remoto óptico e de radar. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo. p. 165. 2004.
- LOCATELLI, B.; CATTERALL, C. P.; IMBACH P.; KUMAR, C.; LASCO, R.; MARÍN-SPIOTTA, E.; MERCER, B.; POWERS, J. S.; SCHWRTZ, N; URIARTE, M. Tropical reforestation and climate change: beyond carbon. **Restoration Ecology**. v. 23, n. 4, p. 337–343, 2015.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). O Corredor Central da Mata Atlântica: Uma nova escala de conservação da biodiversidade. Brasília. p. 48. 2006.

- ____. Plano Operativo de Prevenção e Combate aos incêndios florestais na estação Ecológica Mico-Leão Preto. MMA, p. 0–30, 2008.
- NUNES, S. DO S. S. Estimativas de biomassa e carbono e indicadores para restauração de florestas secundárias em Paragominas - Pará. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ/USP, Piracicaba. p. 127, 2011.
- PEARSON, T.; WALKER, S.; BROWN, S. Sourcebook for Land use, Land-use change and forestry projects. v. 21, n. 3, p. 64, 2005.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. As teorias e os processos ecológicos envolvidos nas diversas etapas da restauração florestal. **In: A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais.** v. 680p. 680. 2012
- SAATCHI, S. S.; HARRIS, N. L.; BROWN, S.; LEFSKY, M.; MITCHARD, E.T.A.; SALAS, W.; ZUTTA, B.R.; BUERMANN, W.; LEWIS, S.L.; HAGEN, S.; PETROVA, S.; WHITE, L.; SILMAN, M.; MOREL, A. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical region across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 24, p. 9899–9904, 2011.
- SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. M. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 1–9, 2014.
- SINHA, S.; JEGANATHAN, C.; SHARMA, L. K.; NATHAWAT, M. S. A review of radar remote sensing for biomass estimation. **International Journal of Environment Science and Technology**. DOI 12:1779-1792. 2015.
- WHITE, J. C.; WULDER, M.A.; VARHOLA, A.; VASTARANTA, M.; COOPS, N.C.; COOK, B.D.; PITT, D.; WOODS, M. A best practices guide for generating forest inventory attributes from airborne laser scanning data using an area-based approach. Canadian Forest Service, Information Report FI-X-010. Canada. 2013
- YOUNG, C. E.; KHAIR, A.; SIMOENS, L.A.; MACKNIGHT, V. Fundamentos Econômicos da Proposta de Pacto Nacional pela Valorização da Floresta e pelo fim do Desmatamento na Floresta Amazônica: Macrotempo Consultoria Econômica. Brasil, 65p, 2007.
- ZHAO, F.; GUO, Q.; KELLY, M. Agricultural and Forest Meteorology Allometric equation choice impacts lidar-based forest biomass estimates: A case study from the Sierra National Forest, CA. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 165, p. 64–72, 2012.

ZOLKOS, S. G.; GOETZ, S. J.; DUBAYAH, R. Remote Sensing of Environment A meta-analysis of terrestrial aboveground biomass estimation using lidar remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v. 128, p. 289–298, 2013.

ZONETE, M. F.; CARLOS, L.; RODRIGUEZ, E. Estimação de parâmetros biométricos de plantios clonais de eucalipto no sul da Bahia: uma aplicação da tecnologia laser aerotransportada. **Scientia Forestalis**. p. 225–235, 2010.

5 ANÁLISE MULTITEMPORAL DE ACUMULO DE CARBONO COM A UTILIZAÇÃO DE VOOS LIDAR

Resumo

A conversão de serviços ambientais em ativos florestais esbarra em dificuldades associadas às metodologias de quantificação, por exemplo, métodos padronizados para se quantificar estocagem de carbono. Este trabalho utiliza os dados de dois sobrevoos LiDAR, ocorridos na mesma área no espaço de um ano, para se medir a variação do estoque de carbono ocorrida. A área apresenta três fragmentos de estágios sucessionais diferentes, sendo possível utiliza-los como referência para a contribuição do sequestro de carbono na região. Assim, a área apresenta um corredor ecológico restaurado e dois fragmentos de floresta madura todos adjacentes e pertencentes ao Pontal do Paranapanema, sudoeste paulista. Os dados medidos em campo alimentaram a equação alométrica de Ferez *et al.* (2015) para se quantificar o carbono por meio do inventário convencional. O modelo que faz utilização das métricas percentil 90 e porcentagem de retornos acima de 50cm do solo é o modelo utilizado para se quantificar o carbono acima do solo da área por meio da tecnologia LiDAR. Os dados LiDAR e o inventário convencional apresentaram divergências em seus resultados, principalmente em relação a floresta madura. Os erros intrínsecos ao inventário convencional pode ser uma das justificativas da diferença em relação aos resultados dos dados LiDAR.

Palavras-chave: Taxa; Estoque de carbono; Corredor ecológico; Restauração

Abstract

The conversion of environmental services into forest assets faces difficulties associated with methodologies of quantification, for example, the lack of standardized methods for quantifying carbon stocks. This paper uses the data from two LiDAR datasets, which occurred in the same area within a year in order to measure the variation of the carbon stock. The area presents three fragments of different successional stages, serving as areas of reference for the aboveground carbon stock: a restored ecological corridor, a fragment of mature forest and a fragment of secondary forest, all of them are adjacent. The area of the project belongs to Pontal do Paranapanema, southwest of São Paulo, Brazil. The data measured in the field was used on the allometric equation of Ferez *et al.* (2015) to quantify carbon through conventional inventory. Then the second model used makes use of the metrics Percentile 90th and Percentage of returns above 50cm of the soil. The LiDAR model and the conventional inventory model showed differences between their results, mainly in relation to mature forest. The intrinsic

erros of the conventional inventory might be one of the reasons for the great difference.

Keywords: Rate; Aboveground carbon; Ecological corridor; Restoration

5.1 Introdução

A conversão de serviços ambientais de uma floresta num mercado de ativos florestais, como o mercado de carbono, devem ser cuidadosamente elaborados e monitorados (Lopes, 2009; Young *et al.*, 2007). As dificuldades são associadas às metodologias de quantificação dos estoques de carbono nas diferentes formações florestais, nos graus de sucessão em que se apresentam, além da escassez de dados sobre fixação de carbono nas diversas tipologias florestais existentes (Fearnside, 1997).

Segundo Silveira *et al.* (2008), a quantificação de carbono nos ecossistemas naturais é bastante relevante, pois as florestas contribuem para a estabilidade ambiental, devido a mitigação das temperaturas extremas, ao aumento das precipitações regionais, a prevenção da erosão e da deterioração do solo, e, também, apresenta papel fundamental no ciclo do carbono.

Chave *et al.* (2005) explicam que pelo fato das florestas tropicais terem o potencial de apresentar até 300 espécies por hectare, a utilização de modelos de regressão é feita por grupos de espécies e não por espécie. E, explicam, também, que em estudos de biomassa, a amostragem é feita com uma pequena amplitude diamétrica, pela dificuldade do método em que se abatem as árvores, isso justificaria o motivo do porquê dois modelos produzirem estimativas diferentes para um mesmo tipo florestal.

A tecnologia LiDAR fornece um mapeamento 3D da estrutura alvo que se deseja estudar. Os retornos fornecidos representam tanto a superfície, informação gerada devido aos primeiros retornos, a estrutura vertical da floresta, gerada pelos retornos intermediários, quanto o modelo digital de terreno gerado pelos últimos retornos (Akay *et al.*, 2009).

A análise multitemporal com dados LiDAR já tem sido utilizada para monitorar estocagem de carbono. Por exemplo, Hudak *et al.* (2012), em estudo em florestas de coníferas, encontraram que florestas maduras estocaram até três vezes mais carbono do que florestas mais novas em um período de seis anos de intervalo. Indicando que as florestas maduras podem vir a ter ciclos de rotação maiores, pois ainda contribuem com o sequestre de carbono.

A hipótese deste capítulo é que é possível estimar com tecnologia LiDAR a variação de carbono ocorrida em ecossistema tropical, no Pontal do Paranapanema, abrangendo um corredor ecológico e fragmentos de duas unidades de conservação em um intervalo de um ano.

5.1.1 Objetivos

O objetivo deste capítulo é quantificar a variação de carbono ocorrida em um ano no corredor ecológico restaurado e em dois fragmentos das unidades de conservação subjacentes com a utilização da tecnologia LiDAR.

5.2 Material e Métodos

5.2.1 Localização da área de estudo

A área de estudo abrange duas unidades de conservação, sendo parte do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), que é uma floresta madura e está localizado nas coordenadas 22°36'17" a 22°38'21" de latitude Sul e 52°23'31" a 52°9'49" de longitude Oeste. E, também, A Estação Ecológica do Mico Leão-Preto (ESEC MLP), que é uma floresta madura, a qual já sofreu processos intensos de queimadas e invasões. A ESEC MLP está inserida nas coordenadas 22°29'47" a 22°27'17" de latitude Sul e 52°29'39" a 52°27'44" de longitude Oeste. No entanto, a área do projeto de maior interesse é o corredor ecológico que interliga essas unidades de conservação, sendo o corredor restaurado entre os anos de 2005 e 2013.

Figura 28. Localização da área de estudo (à direita) e detalhamento dos plantios do corredor ecológico pela data de implementação (à esquerda).

O clima da região segundo a classificação climática de Köppen é do tipo Cwa, ou seja, clima temperado úmido, com inverno seco e verão quente e úmido. A pluviosidade varia entre 1.100 mm e 1.300 mm anuais. As temperaturas nos meses mais secos que são de maio a agosto tem média de 13°C, e nos meses de maior pluviosidade, janeiro a março, as temperaturas chegam a 32°C. A temperatura média anual da região é de 21°C.

5.2.2 Estimativa multitemporal do estoque de carbono

As variáveis medidas em campo foram 3, sendo elas, circunferência a altura de 10cm do solo, circunferência a altura do peito e altura de cada fuste. Essas variáveis foram utilizadas na equação de Ferez *et al.* (2015), que é um modelo alométrico utilizado a fim de quantificar a biomassa estocada em nível de árvore individual. A quantificação de carbono foi feita multiplicando os valores de biomassa por 0,5, indicando que 50% da matéria é carbono (Amaro *et al.*, 2013; Chave *et al.*, 2005; Pearson *et al.*, 2005).

Tabela 22. Cadeia de equações utilizadas para gerar a biomassa total por árvore. Em que: AS - área seccional (medida a 30cm do solo, m²), Ht - altura total (m), DB - densidade básica da madeira (g.m⁻³); BL: Biomassa do lenho; BR: biomassa das raízes; BC: biomassa da copa.; BAS: Biomassa acima do solo.

Componente	Equação	R ²
Biomassa do lenho	$\ln(BL) = 6,03857 + 0,94494 * \ln(AS) + 0,96147 * \ln(Ht) + 1,02221 * \ln(DB)$	0,94
Biomassa das raízes	$\ln(BR) = -0,288 + 0,742 * \ln(BL)$	0,87
Biomassa da copa	$BC = 0,384 + 0,123 * BL - 0,086 * BR$	0,62
Biomassa total	BAS = BL + BC	-

Os resultados de campo para a variável de interesse carbono acima do solo que foram obtidos foram utilizados como variável resposta da modelagem para os anos de 2015 e de 2016. Um resumo dos dados de campo é apresentado na Tabela 23.

Tabela 23. Dados de carbono acima do solo gerados pela equação de Ferez *et al.* (2015) com as variáveis coletadas em campo em 2015 e 2016.

Parcelas	Ano de plantio	CAS (Mg.ha ⁻¹) 2015		CAS (Mg.ha ⁻¹) 2016	
		$\bar{X}$	σ	$\bar{X}$	σ
1 a 6	2005	12,7	14,2	12,8	16,1
7 a 12	2006	7,5	5,6	8,9	7,6
13 a 18	2007 / 2008	6,5	5,9	5,3	4,6
19 a 24	2009	1,7	1,3	3,0	2
25 a 30	2011	4,4	2,7	7,2	4,7
31 a 36	2012	2,6	3,1	5,2	6,1
37 a 42	Fl. Madura - ESEC MLP	38,3	24,6	39,9	26,7
43 a 46	Fl. madura - Morro do Diabo	42,7	24,7	45,2	21,6

O estoque de carbono médio encontrado na área de estudo por meio da equação mostrada acima é apresentado na Tabela 24. Os dados mostrados para hectare e área total são extrapolações do inventário convencional. Já os dados apresentados para a área de 400m² são os resultados de estocagem de carbono encontrados nas parcelas de campo.

Tabela 24. Dados da média e do estoque total de carbono acima do solo obtidos em campo por meio de inventário convencional para a área de estudo nos anos de 2015 e 2016.

		CAS (Mg.ha ⁻¹)	CAS (Mg.400m ²)	Área (ha)	CAS - Área total (Mg.C)
		$\bar{x}$			
2015	Fl. Restaurada	5,9	0,24	273	1608,4
	Fl. Madura (ESEC)	38,3	1,53	129,5	4960,3
	Fl. Madura (MD)	42,7	1,71	86,9	3710,9
2016	Fl. Restaurada	7,1	0,28	273	1935,9
	Fl. Madura(ESEC)	39,9	1,69	129,5	5173,3
	Fl. Madura (MD)	45,2	1,81	86,9	3928,5

O estoque de carbono acima do solo em campo apresentou taxas de crescimento e de fixação anual que são apresentadas na Tabela 25. Cabe ressaltar que esses valores são tanto a nível da média das parcelas estudadas quanto a nível de área total, já que no inventário convencional, com a utilização de metodologia indireta, a extrapolação é uma proporção dos resultados obtidos em campo.

Tabela 25. Taxa de crescimento da área de estudo e fixação anual calculada apenas com os dados de campo por meio de inventário convencional no intervalo de 1 ano

	Taxa de Crescimento (%)	Fixação anual (Mg.C.ano ⁻¹)
Fl. Restaurada	20.4	1.2
ESEC	4.3	1.6
MD	5.9	2.5

5.2.3 Levantamento dos dados ALS

O primeiro voo foi realizado em outubro de 2015 e o segundo voo foi realizado em novembro de 2016 pela empresa Fototerra, a qual escaneou uma área de aproximadamente 1.479ha. A nuvem de pontos teve densidade mínima de 5 pontos por metro quadrado em ambas as nuvens.

Tabela 26. Especificações dos voos realizado para a coleta de dados da área

Especificações	Descrição
Empresa contratada	FotoTerra
Data dos voos	Out/2015 e Nov/2016
Densidade mínima de pontos	5 pontos por m ²
Altura do voo	600 metros
Sobreposição mínima entre as faixas	50%

O modelo preditivo foi construído usando os atributos medidos em campo como as variáveis resposta e as métricas LiDAR como predictoras. Dessa forma, o modelo utilizado por apresentar bons resultados para os critérios de seleção coeficiente de determinação ajustado, critério de informação de Akaike e erro padrão da estimativa é apresentado na Tabela 27.

Tabela 27. Modelo preditor de carbono acima do solo (CAS) utilizado para células de 400m². Sendo que: R² aj.: coeficiente de determinação ajustado, AIC: Critério de informação de Akaike, S_e: erro padrão da estimativa.

MODELO PREDITOR DE CAS (T/400m²)	R² aj.	AIC	S_e
$\ln(\text{CAS}) = -8.8656 + 0.7588 * \ln(P_{0.5}) + 2.2169 * \ln(P_{90})$	0.78	116.66	0.815

Após o processo de análise de qualidade da nuvem de pontos, filtragem, classificação, normalização e extração das métricas são gerados os rasters das métricas utilizadas no modelo. Tais rasters carregam informações por pixel, que ao serem utilizados nos modelos preditivos são capazes de estimar a variável de interesse para toda a área. Dessa forma, mapas preditivos de carbono acima do solo foram gerados para a área como produtos de cada uma das nuvens de pontos, 2015 e 2016, e assim, os valores de carbono acima do solo são calculados com o auxílio do modelos preditivo. Os dados encontrados para o ano de 2015 da área são apresentados na Tabela 28.

Tabela 28. Resultados gerados a partir de dados LiDAR para o ano de 2015 por meio do modelo preditivo o qual utiliza as métrica P90 e porcentagem de retornos acima de 50cm.

	Média CAS (Mg. ha⁻¹)	Área total (Mg.C)
	LiDAR	LiDAR
Fl. Restaurada	5,0	1348,1
Fl. Madura (ESEC)	22,8	2902,5
Fl. Madura (Morro do Diabo)	54,0	4566,1
Total	18,5	8872,3

5.3 Resultados e Discussão

O processamento das duas nuvens de dados, dos anos de 2015 e 2016 foram feitos pelo mesmo processo para se evitar possíveis vieses de processamento. Os resultados gerados por meio da modelagem realizada são apresentados na Tabela 29.

Tabela 29. Resultados de carbono acima do solo (CAS) gerados pelos dados LiDAR para os anos de 2015 e 2016

	Média CAS (Mg.ha ⁻¹)		Área total (Mg.C)	
	2015	2016	2015	2016
Fl. Restaurada	5,0	5,5	1348,1	1529,6
Fl. Madura (ESEC)	22,8	23,3	2902,5	2998,0
Fl. Madura (Morro do Diabo)	54,0	51,8	4566,1	4479,6
Total	18,5	18,5	8872,3	9059,6

A tecnologia LiDAR e o inventário convencional obtiveram diferenças nos resultados. Enquanto aquele capta apenas as variações ocorridas nas parcelas e extrapola para a área total como se fosse um padrão de comportamento e de fatores que influenciam nas parcelas, o LiDAR capta todas as particularidades de variação ocorridas na área. Os dados que indicam as taxas de crescimento são apresentados na Tabela 30.

Tabela 30. Comparativo da taxa de crescimento da área entre os anos de 2015 e 2016 pelo inventário convencional e pelo LiDAR.

	Taxa de crescimento (%)	
	Inventário convencional	LiDAR
Fl. Restaurada	20.4	13.4
Fl. Madura (ESEC)	4.3	3.2
Fl. Madura (MD)	5.9	1.8
Média total	7.4	2.1

Os erros intrínsecos ao inventário convencional devem ser levados em consideração. Principalmente em florestas nativas em que o inventário é mais difícil de ser realizado devido

à dificuldade de locomoção em campo. A maior quantidade de ajudantes de campo no ano de 2016 já pode ser a justificativa da alta taxa de crescimento obtida pelo inventário convencional, pois mais árvores foram medidas em campo, o que não caracterizava apenas árvores ingressantes.

5.4 Conclusão

A fixação anual percebida pela ferramenta é interessante para mostrar a variação de estoque de carbono ocorrida em um ano, assim como as vulnerabilidades da área, como manchas de alagamento e mortalidade por formigas, colaborando no monitoramento e no estudo de soluções mais rapidamente. Seria necessário um acompanhamento de longo prazo para que a fixação anual ocorrida na área fosse melhor percebida e com menor erro devido a possibilidade de aumento de variação do carbono acima do solo.

Dados LiDAR estão sujeitos a erros assim como o inventário convencional. Assim, as diferenças encontradas neste trabalho poderiam ser reduzidas caso houvesse mais amostragem em outros anos. O inventário convencional, principalmente para florestas nativas, apresenta grandes dificuldades de campo que refletem na acurácia dos resultados encontrados.

Assim, a vantagem dos dados LiDAR para o inventário convencional é a obtenção de informações e detalhes de toda a área, captando e incluindo nos cálculos as particularidades de cada fragmento, sem precisar padronizar um comportamento.

REFERÊNCIAS

- AKAY, A. E.; OGUZ, H.; KARAS, I.R.; ARUGA, K. Using LiDAR technology in forestry activities. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 151, n. 1–4, p. 117–125, 2009.
- ASNER, G. P.; POWELL, G. V. N.; MASCARO, J.; KNAPP, D. E.; CLARK, J. K.; JACOBSON, J.; KENNEDY-BOWDOIN T.; BALAJI, A.; PAEZ-ACOSTA, G.; VICTORIA, E.; SECADA, L.; VALQUI, M.; HUGHES, F. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 38, p. 16738–16742, 2010.
- AMARO, M. A. Quantificação do estoque volumétrico, de estacional semidecidual no município de Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. v.37, n.5, p. 849–857, 2013.
- CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M.A.; CHAMBERS, J.Q.; EAMUS, D.; FOLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUSHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J-P.; NELSON, B.W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87–99, 2005.
- DANILIN, I. M.; MEDVEDEV, E. M. Forest inventory and biomass assessment by the use of airborne laser scanning method (example from Siberia). **International Conference on Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment- Instruments, Processing Methods and Applications**, v. 36, p. 139–144, 2004.
- FEARNSIDE, P. M. The Main Resources of Amazonia. **Forest Ecology and Management**. v. 55, n. April, p. 59-87, 1997.
- HUDAK, A. T., STRAND, E. K.; VIERLING, L.A.; BYRNE, J.C.; EITEL, J.U.H.; MARTINUZZI, S.; FALKOWSKI, M.J. Quantifying aboveground forest carbon pools and fluxes from repeat LiDAR surveys. **Remote Sensing of Environment**. v. 123, p. 25–40, 2012.
- LOPES, A. V.; GIRÃO, L. C.; SANTOS, B. A.; PERES, C. A.; TABARELLI, M. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1154–1165, 2009.
- PEARSON, T.; WALKER, S.; BROWN, S. Sourcebook for Land use, Land-use change and forestry projects. v. 21, n. 3, p. 64, 2005.

- SILVEIRA, P.; KOEHLER, H.S.; SANQUETTA, C.R.; ARCE, J.E. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. v. 38, n. 2004, p. 185–206, 2008.
- SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. M. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 1–9, 2014.