



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/08.09.18.27-TDI

TECNOLOGIA LIDAR PARA QUANTIFICAÇÃO DOS IMPACTOS DE INCÊNDIOS NA ESTRUTURA FLORESTAL NO SUDOESTE DA AMAZÔNIA

Luciane Yumie Sato

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão, e Yosio Edemir Shimabukuru, aprovada em 25 de agosto de 2016.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3M8GSQ2>>

INPE
São José dos Campos
2017

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

Fax: (012) 3208-6919

E-mail: pubtc@inpe.br

COMISSÃO DO CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELECTUAL DO INPE (DE/DIR-544):

Presidente:

Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação (CPG)

Membros:

Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CST)

Dr. André de Castro Milone - Coordenação de Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

Dra. Carina de Barros Melo - Coordenação de Laboratórios Associados (CTE)

Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação de Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)

Dr. Hermann Johann Heinrich Kux - Coordenação de Observação da Terra (OBT)

Dr. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Silvia Castro Marcelino - Serviço de Informação e Documentação (SID)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon

Clayton Martins Pereira - Serviço de Informação e Documentação (SID)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Yolanda Ribeiro da Silva Souza - Serviço de Informação e Documentação (SID)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Marcelo de Castro Pazos - Serviço de Informação e Documentação (SID)

André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SID)



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/08.09.18.27-TDI

TECNOLOGIA LIDAR PARA QUANTIFICAÇÃO DOS IMPACTOS DE INCÊNDIOS NA ESTRUTURA FLORESTAL NO SUDOESTE DA AMAZÔNIA

Luciane Yumie Sato

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão, e Yosio Edemir Shimabukuru, aprovada em 25 de agosto de 2016.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3M8GSQ2>>

INPE
São José dos Campos
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Sato, Luciane Yumie.

Sa83t Tecnologia LiDAR para quantificação dos impactos de incêndios na estrutura florestal no sudoeste da Amazônia / Luciane Yumie Sato. – São José dos Campos : INPE, 2017.

xxviii + 98 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/08.09.18.27-TDI)

Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2016.

Orientadores : Drs. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão, e Yosio Edemir Shimabukuru.

1. Light detection and ranging. 2. Biomassa florestal acima do solo. 3. Florestas tropicais. 4. Fogo. 5. Degradação. I.Título.

CDU 528.88:630*43(811.3)



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

Aluno (a): **Luciane Yumie Sato**

Título: "TECNOLOGIA LIDAR PARA QUANTIFICAÇÃO DOS IMPACTOS DE INCÊNDIOS NA ESTRUTURA FLORESTAL NO SUDOESTE DA AMAZÔNIA"

Aprovado (a) pela Banca Examinadora em cumprimento ao requisito exigido para obtenção do Título de **Doutor(a)** em **Sensoriamento Remoto**

Dr. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão



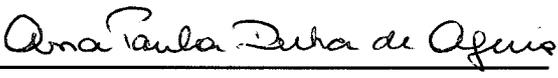
Presidente / Orientador(a) / INPE / São José dos Campos - SP

Dr. Yosio Edemir Shimabukuro



Orientador(a) / INPE / São José dos Campos - SP

Dra. Ana Paula Dutra de Aguiar



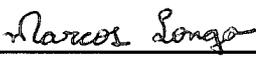
Membro da Banca / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Manoel Ferreira Cardoso



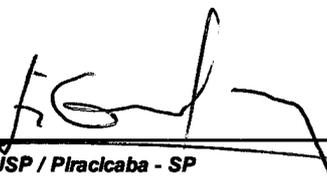
Membro da Banca / INPE / São José dos Campos - SP

Dr. Marcos Longo



Convidado(a) / EMBRAPA / Campinas - SP

Dr. Luiz Carlos Estraviz Rodriguez



Convidado(a) / USP / Piracicaba - SP

Este trabalho foi aprovado por:

() maioria simples

unanimidade

São José dos Campos, 25 de agosto de 2016

*“And I believe
These are the days of lasers in the jungle
Lasers in the jungle somewhere
Staccato signals of constant information”
The Boy in the Bubble - Paul Simon*

*“I put a spell on you
Because you’re mine
You’re mine
I love you
I love you
I love you
I love you anyhow” - Jay Hawkin*
Ao meu amado companheiro Vitor.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer os meus orientadores Dr. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão e Dr. Yosio Edemir Shimabukuro. Ao Aragão agradeço pela motivação diária (“Tempo ruim o tempo todo. Aqui não é Disneylândia”) e as oportunidades de conhecer novos lugares e pessoas para a divulgação do nosso trabalho. Ao Yosio por ser umas das primeiras pessoas que confiou em mim para iniciar minha vida acadêmica no INPE e que me acompanhou até o doutorado. Por sempre abrir novas portas e dar oportunidades para meu crescimento profissional.

Agradeço a minha família, meus maiores incentivadores. Especialmente ao Vitor pelo apoio e cuidado. Com o apoio de vocês tudo foi possível.

Agradeço aos antigos e novos amigos do SERE pelos cafés, conversas, cervejas e por tornarem esses quatro anos mais divertidos. Em especial, à minha amiga Tathi, companheira e irmã, que sempre me entende. A Vera por toda a ajuda, os conselhos e terapia diária. Obrigada a todos por tudo!

Aos companheiros de campo Rone, Emanuel e Moca do Instituto Floresta Tropical. O campo foi muito mais produtivo e divertido com vocês. Ao Egidio, meu vizinho de sala, que cuidou de mim e me orientou todos esses anos. Obrigada pela indicação do meu trabalho para outras pessoas.

Agradeço ao Dr. Michael Keller por disponibilizar os dados de LiDAR para o desenvolvimento desse trabalho. E a Maiza por colaborar com a troca de informações e o seu conhecimento em LiDAR.

Por fim, ao Instituto Nacional de Pesquisas Especiais e ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pelo apoio financeiro.

RESUMO

Entender a estrutura e a dinâmica das florestas tropicais é fundamental para quantificar os impactos das mudanças ambientais sobre esses ecossistemas. O fogo é um dos principais fatores que impactam diretamente a estrutura, a composição florística e a biomassa florestal na Amazônia. Devido à grande extensão geográfica da Amazônia, técnicas de sensoriamento remoto são necessários para avaliar exaustivamente os impactos de incêndios florestais no âmbito da paisagem. Neste contexto, esse trabalho tem como objetivo quantificar, pela primeira vez, o impacto do fogo na estrutura florestal no sudoeste da Amazônia usando dados de LiDAR. Para isto, o presente trabalho avaliou quatro áreas localizadas no estado do Acre, denominadas de RIB, Humaitá, Bonal e Talismã. As áreas de RIB e Humaitá sofreram com queimadas no ano de 2005 e as áreas de Bonal e Talismã no ano de 2010. Nessas áreas, foram inventariadas 25 parcelas (0,25 ha cada) no ano de 2014. Foi observado que as maiores perdas de biomassa florestal ocorrem nos cinco primeiros anos após a ocorrência do fogo, reduzindo entre 11% e 16% a biomassa florestal. Entre oito e dez anos após o evento de fogo, a perda de biomassa florestal é menor, variando entre 1% e 8%. O total de biomassa florestal acima do solo perdida nas quatro regiões de estudo foi de 9.193 Mg, com uma perda média de 2.298 Mg por região. A biomassa florestal média nas áreas não queimadas variou entre 115 $Mgha^{-1}$ e 188 $Mgha^{-1}$. Para as áreas afetadas pelo fogo, a biomassa média variou entre 96 $Mgha^{-1}$ e 186 $Mgha^{-1}$. Os baixos valores de biomassa florestal, tanto nas áreas controle como nas áreas queimadas, podem estar associados com a presença de bambu nessas florestas. O impacto do fogo associado com a mortalidade dos indivíduos foi claramente detectado usando o LiDAR, mesmo após dez anos da ocorrência da queimada nas florestas. A partir dos dados produzidos nesse trabalho, verifica-se que os distúrbios do fogo na região Amazônica podem causar perdas persistentes na biomassa florestal e consequente redução do estoque de carbono dessas áreas. Nossos resultados mostraram que dez após a ocorrência do fogo, não houve recuperação completa da floresta em relação à altura e à biomassa florestal nas áreas queimadas ($p < 0.05$). O monitoramento contínuo das florestas afetadas pelo fogo é essencial para que se possa descrever a trajetória de recuperação em longo prazo das florestas Amazônicas.

Palavras-chave: Light Detection and Ranging. Biomassa florestal acima do solo. Florestas Tropicais. Fogo. Degradação.

AIRBORNE LIDAR FOR QUANTIFYING IMPACTS OF FIRE ON FOREST STRUCTURE IN THE SOUTHWESTERN BRAZILIAN AMAZON

ABSTRACT

Understanding the dynamics of tropical forest structure is critical for quantifying impacts of environmental changes on these ecosystems. Fire is one of the main factors that directly impact the structure, floristic composition and forest biomass in the Amazon. Because of the large geographical extent of Amazonia, remote sensing techniques are required for comprehensively assessing forest fire impacts at the landscape level. In this context, this work aims, for the first time, to quantify post-fire changes in forest canopy height and biomass using Airborne LiDAR in western Amazonia. For this, the present study evaluated four areas located in the state of Acre, called RIB, Humaitá, Bonal and Talismã. RIB and Humaitá was burned in 2005 and Bonal and Talismã was burned in 2010. In these areas were inventoried 25 plots (0.25 ha each) in 2014. It was observed that the biggest losses of forest biomass occur in the first five years after the occurrence of fire, reducing the forest biomass from 11% to 16%. Between eight and ten years after the fire event, the loss of forest biomass is smaller, ranging between 1% and 8%. The total forest above ground biomass lost in four study regions was 9,193 Mg, with an average loss of 2,298 Mg per region. The average forest biomass in unburned areas varies between 115 Mgha^{-1} and 188 Mgha^{-1} . For the affected areas, the average biomass varies between 96 Mgha^{-1} and 186 Mgha^{-1} . The low forest biomass values in both control areas and in the burnt areas may be associated with the presence of bamboo in this region. The fire impact associated to the mortality of trees was clearly detected using LiDAR up to ten years after the fire event. This study indicates that fire disturbance in the Amazon region can cause persistent above-ground biomass loss and consequent reduction of forest carbon stocks. Our results showed that ten after the occurrence of the fire, there was no complete recovery of the forest in relation to height and forest biomass in burned areas ($p < 0.05$). Continuous monitoring of burned forests is required for depicting the long-term recovery trajectory of fire-affected Amazonian forests.

Keywords: Light Detection and Ranging. Aboveground Biomass. Tropical Forest. Fire. Degradation.

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
2.1 Funcionamento de um sistema de ondas contínuas a laser e sua interação com a vegetação florestal.	6
2.2 Técnica de concatenação entre os dados para a localização em tempo real do sistema de DGPS.	8
2.3 Variáveis coletadas pelo sistema IMU.	8
2.4 Processo de <i>feedback</i> positivo e negativo do fogo em florestas tropicais. . .	11
2.5 Gráfico de distribuição diamétrica e de biomassa aérea. Os retângulos pretos representam os indivíduos de uma floresta que não queimaram, os retângulos cinza-claros representam os indivíduos que foram medidos um ano após a queima e os retângulos cinza-escuros representam os indivíduos medidos três anos após os incêndios florestais. A linha com os círculos sólidos são os valores de biomassa um ano após a queima e a linha com círculos abertos são os valores de biomassa da vegetação analisada três anos após a ocorrência do fogo.	12
2.6 Perfis verticais em corte transversal, esquematizando a sequência de secundarização de florestas recorrentemente queimadas na Amazônia central. Esta trajetória inicia em (a) floresta não queimada com dossel fechado para (b) floresta uma vez queimada com dossel aberto e (c) floresta recorrentemente queimada.	13
2.7 Mapa de florestas com bambu no estado do Acre (mancha cinza escuro).	14
2.8 Resumo do impacto do bambu nas áreas de floresta.	16
3.1 Localização das quatro áreas de estudo em uma imagem Landsat-5/TM na composição RGB 5,4,3. Os retângulos brancos correspondem às áreas imageadas pelo LiDAR. O círculo preto é a localização da capital Rio Branco. Os quadrados azuis são as parcelas instaladas nas áreas não afetadas pelo fogo e os quadrados vermelhos são as parcelas instaladas nas áreas afetadas pelo fogo.	19
3.2 (a) Mapa de vegetação do estado do Acre. (b) Tipologias florestais das quatro áreas de estudo.	20

3.3	Desmatamento e focos de calor para o estado do Acre. Os pontos com a letra A correspondem aos dados do ano de 2005 e os pontos com a letra B correspondem aos dados do ano de 2010. A região em azul representa o total de focos ativos de calor e a região em verde informa o desmatamento em km^2 por ano.	21
3.4	Amostra das imagens utilizadas para o mapeamento das áreas queimadas de Humaitá. (a) imagem Landsat-5/TM de agosto de 2005, (b) imagem MODIS de novembro de 2005 e (c) composição colorida das imagens-fração solo, vegetação e sombra. O retângulo branco é a área imageada pelo LiDAR e o círculo vermelho é a região analisada para acompanhamento da área queimada. Os polígonos pretos representam as áreas analisadas para a classificação como áreas queimadas.	23
3.5	Desenho experimental dos indivíduos que foram medidos na subparcela (retângulo verde) e na parcela (quadrado azul), de acordo com o tamanho de DAP. As estrelas amarelas representam os indivíduos com DAP maior ou igual a 35 cm e os círculos roxos representam os indivíduos com DAP menor que 35 cm.	24
3.6	Extrapolção dos indivíduos de DAP < 35 cm. (a) desenho experimental dos indivíduos medidos no inventário florestal; (b) replicação dos indivíduos de DAP < 35 cm nos 40 x 50 m da parcela; (c) cenário final da extrapolção dos indivíduos de DAP < 35 cm. As estrelas amarelas representam os indivíduos de DAP \geq 35 cm e os círculos roxos representam os indivíduos de DAP < 35 cm.	26
3.7	Interface da ferramenta LTK para o processamento dos dados LiDAR.	28
3.8	Subtração entre o MDT e o MSD para extração dos dados de altura do LiDAR.	28
3.9	Imagem MDT e de altura do LiDAR, onde (a) são as imagens da área de Humaitá, (b) de Bonal, (c) de Talismã e (d) de RIB.	30
3.10	Porcentagem de pontos por metro quadrado (ppm^2) para cada área de estudo. Barra cinza-escuro é a porcentagem da área com densidade menor do que 4 ppm^2 , barra cinza-claro é a porcentagem da área com densidade entre 4 e 20 ppm^2 e barra cinza é a porcentagem da área com densidade maior do que 20 ppm^2	31
3.11	Fluxograma das etapas para a demarcação das áreas de clareira. O retângulo azul destaca a etapa onde foi utilizada a definição de Brokaw (1982) para demarcação das aberturas de dossel. O retângulo rosa destaca a etapa que foi utilizada a definição de Runkle (1981) para demarcação das clareiras.	34

4.1	Distribuição diamétrica das áreas controle (cinza-escuro), das áreas queimadas no ano de 2005 (cinza) e das áreas queimadas no ano de 2010 (cinza-claro).	38
4.2	Alturas médias e desvio padrão das áreas controle (cinza-escuro), das áreas queimadas em 2005 (cinza) e das áreas queimadas em 2010 (cinza-claro). Os valores médios das alturas calculadas são apresentados dentro das barras. Letras diferentes indicam diferença significativa, segundo teste Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$).	39
4.3	AGB em $Mg\ ha^{-1}$ para as áreas controle (cinza-escuro), áreas queimadas no ano de 2005 (cinza) e queimada em 2010 (cinza-claro). Acima das barras estão indicados os valores de AGB acumulada, e dentro das barras o número total de indivíduos em cada classe de DAP.	40
4.4	AGB das áreas controle e queimadas de Humaitá para cada classe de DAP. Os valores dentro dos parênteses são o número de indivíduos e os valores ao lado dos parênteses são os valores da biomassa acumulada nas classes de DAP.	41
4.5	AGB das áreas controle e queimadas de Bonal para cada classe de DAP. Os valores dentro dos parênteses são o número de indivíduos e os valores ao lado dos parênteses são os valores da biomassa acumulada nas classes de DAP.	41
4.6	AGB das áreas controle e queimadas de Talismã para cada classe de DAP. Os valores dentro dos parênteses são o número de indivíduos e os valores ao lado dos parênteses são os valores da biomassa acumulada nas classes de DAP.	42
4.7	Amostra da nuvem de pontos 3D de uma parcela na área controle (esquerda) e uma parcela na área queimada (direita). Os retângulos vermelhos são as áreas das parcelas inventariadas no campo sobre a imagem LiDAR em níveis de cinza. Na escala de cores da nuvem de pontos, os pontos mais altos estão na cor vermelho e os indivíduos mais baixos na direção do azul.	43
4.8	Mapa de altura (acima) e o histograma da distribuição de altura das áreas controle e queimada (abaixo) para Humaitá. Nos histogramas as linhas vermelhas são as alturas médias e as linhas azuis são as alturas medianas.	45
4.9	Mapa de altura (acima) e o histograma da distribuição de altura das áreas controle e queimada (abaixo) para RIB. Nos histogramas as linhas vermelhas são as alturas médias e as linhas azuis são as alturas medianas.	46

4.10	Mapa de altura (acima) e o histograma da distribuição de altura das áreas controle e queimada (acima) para Bonal. Nos histogramas as linhas vermelhas são as alturas médias e as linhas azuis são as alturas medianas.	47
4.11	Mapa de altura (acima) e o histograma da distribuição de altura das áreas controle e queimada (abaixo) para Talismã. Nos histogramas as linhas vermelhas são as alturas médias e as linhas azuis são as alturas medianas.	48
4.12	Quadro de correlação entre variáveis estimados de LiDAR e biomassa de campo.	50
4.13	Relação entre a biomassa florestal observada em campo e a predita a partir de dados LiDAR.	52
4.14	Mapa de AGB (acima) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (abaixo) para Humaitá. Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.	54
4.15	Mapa de AGB (acima) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (abaixo) para RIB. Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.	55
4.16	Mapa de AGB (acima) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (abaixo) para Bonal. Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.	56
4.17	Mapa de AGB (acima) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (abaixo) para Talismã. Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.	57
4.18	Relação entre a porcentagem de biomassa florestal original e os anos após o fogo, baseados nos dados LiDAR. Círculos pretos correspondem a cada área de estudo.	58
4.19	Mapa de AGB (esquerda) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (direita) para Humaitá obtidos a partir da equação de Longo et al. (2016) (Equação 3.4). Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.	60
4.20	Mapa de AGB (acima) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (abaixo) para RIB obtidos a partir da equação de Longo et al. (2016) (Equação 3.4). Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.	61
4.21	Mapa de AGB (acima) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (abaixo) para Bonal obtidos a partir da equação de Longo et al. (2016) (Equação 3.4). Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.	62

4.22	Mapa de AGB (acima) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (abaixo) para Talismã obtidos a partir da equação de Longo et al. (2016) (Equação 3.4). Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.	63
4.23	Biomassa florestal das áreas queimadas e das áreas controle de cada área de estudo. Barras cinza-escuro são os dados de campo, barras cinza são os dados estimados pela nossa equação e as barras cinza-claro são os dados estimados pela equação de Longo et al. (2016).	64
4.24	Porcentagem total de área de clareira e emergentes das áreas de controle (cinza-claro) e das áreas queimadas (cinza-escuro) para cada área de estudo.	66
4.25	Porcentagem de clareiras por área em m^2 das áreas queimadas e das áreas controle de Humaitá. O eixo horizontal é apresentado em escala logarítmica.	67
4.26	Porcentagem de clareiras por área em m^2 das áreas queimadas e das áreas controle de RIB. O eixo horizontal é apresentado em escala logarítmica. .	67
4.27	Porcentagem de clareiras por área em m^2 das áreas queimadas e das áreas controle de Bonal. O eixo horizontal é apresentado em escala logarítmica.	68
4.28	Porcentagem de clareiras por área em m^2 das áreas queimadas e das áreas controle de Talismã. O eixo horizontal é apresentado em escala logarítmica.	68
4.29	Mapas das áreas de clareiras (polígonos vermelhos) e das árvores emergentes (polígonos azuis) sobre a imagem de altura do LiDAR (tons de cinza). (a) Humaitá, (b) Bonal, (c) RIB e (d) Talismã.	69
4.30	Relação entre a área (ha) de clareira e de árvores emergentes com a biomassa florestal do LiDAR ($Mgha^{-1}$) das áreas queimadas e controle das quatro áreas de estudo.	70

LISTA DE TABELAS

	<u>Pág.</u>
2.1 Uso do sistema LiDAR em aplicações florestais.	6
3.1 Parâmetros do sobrevoo do sistema LiDAR.	27
3.2 Métricas extraídas dos dados LiDAR pela ferramenta LTK. Fonte: Gorgens et al. (2014)	29
3.3 Resumo das datas de ocorrência do fogo, da coleta dos dados de inventário florestal e dos sobrevoo do LiDAR de cada área de estudo.	36
4.1 Densidade de indivíduos por hectare e a diferença percentual entre a área queimada e a área controle.	37
4.2 AGB média dos dados de campo e o desvio padrão das três áreas inventariadas. Letras diferentes indicam diferença significativa, segundo teste Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$).	42
4.3 Altura média do LiDAR e o desvio padrão das quatro áreas de estudo. Letras diferentes indicam diferença significativa segundo teste Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$). O teste Kruskal-Wallis foi aplicado entre todos os grupos.	44
4.4 Resultados das regressões para produção do modelo para estimativa de biomassa florestal a partir de dados LiDAR.	51
4.5 AGB média do LiDAR e o desvio padrão das quatro áreas de estudo. Letras diferentes indicam diferença significativa segundo teste Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$). O teste Kruskal-Wallis foi aplicado entre todos os grupos	52
4.6 AGB média do LiDAR e o desvio padrão das quatro áreas de estudo calculadas com a equação de Longo et al. (2016) (Equação 3.4). Letras diferentes indicam diferença significativa segundo teste Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$). O teste Kruskal-Wallis foi aplicado entre todos os grupos.	59
4.7 Área total de clareira e de regiões emergentes nas regiões afetadas e não afetadas pelo fogo.	65

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

2D	– 2 Dimensões
3D	– 3 Dimensões
AGB	– <i>Above-Ground Biomass</i>
AMO	– Oscilação Multidecenal do Atlântico
BA-2005	– Áreas queimadas no ano de 2005
BA-2010	– Áreas queimadas no ano de 2010
BA-B	– Áreas queimadas de Bonal
BA-H	– Áreas queimadas de Humaitá
BA-R	– Áreas queimadas de RIB
BA-T	– Áreas queimadas de Talismã
C	– Carbono
CA	– Áreas controles de Humaitá, Bonal e Talismã
CA-B	– Áreas controles de Bonal
CA-H	– Áreas controles de Humaitá
CA-R	– Áreas controles de RIB
CA-T	– Áreas controles de Talismã
CO	– Monóxido de Carbono
CO ₂	– Gás Carbônico
CH ₄	– Metano
DAP	– Diâmetro a Altura do Peito
DGPS	– <i>Differential Global Positioning Systems</i>
ENSO	– <i>El Nino Southern Oscillation</i>
ETM+	– <i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i>
GEE	– Gases de efeito estufa
GPS	– <i>Global Positioning System</i>
IBGE	– Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IFT	– Instituto Floresta Tropical
IMU	– <i>Inertial Measurement Unit</i>
ind	– Indivíduos
INPE	– Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
LADAR	– <i>Laser Detection and Ranging</i>
LiDAR	– <i>Light Detection and Ranging</i>
MAX BA	– Área basal máxima
MAX DBH	– Diâmetro a Altura do Peito máximo
MAX H	– Altura máxima
MDE	– Modelo Digital de Elevação
MDT	– Modelo Digital do Terreno
MEAN BA	– Área basal média
MEAN DBH	– Diâmetro a Altura do Peito médio
MEAN H	– Altura média

MIN BA	–	Área basal mínima
MIN DBH	–	Diâmetro a Altura do Peito mínimo
MIN H	–	Altura mínima
MLME	–	Modelo Linear de Mistura Espectral
MODIS	–	<i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i>
MOD09	–	<i>MODIS Surface-Reflectance Product</i>
MSD	–	Modelo de Superfície do Dossel
N_2O	–	Nitroso de Oxigênio
NASA	–	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
POS	–	<i>Position and Orientation System</i>
ppm	–	pontos por metro
R^2	–	Coefficiente de Determinação
RANGE BA	–	Diferença entre máximo e mínimo da área basal
RANGE DBH	–	Diferença entre o máximo e o mínimo do diâmetro a altura do peito
RANGE H	–	Diferença entre o máximo e mínimo da altura
RGB	–	<i>Red, Green, Blue</i>
RMSE	–	<i>Root Mean Squared Error</i>
SIG	–	Sistema de Informação Geográfica
STD BA	–	Desvio Padrão da área basal
STD DBH	–	Desvio padrão do Diâmetro a Altura do Peito
STD H	–	Desvio padrão da altura
SUM BA	–	Soma da área basal
SUM	–	Soma das alturas
SUM DBH	–	Soma dos Diâmetros a Altura do Peito
TM	–	<i>Thematic Mapper</i>
z_{75}	–	Terceiro Percentil
z_{10}	–	Décimo Percentil
WD WEIGHTED	–	Densidade da madeira ponderada

LISTA DE SÍMBOLOS

- ρ – densidade da madeira
- α – Nível de confiança
- H – Altura
- D – Diâmetro a Altura do Peito

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Objetivos	3
2 CONTEXTUALIZAÇÃO	5
2.1 Tecnologia LiDAR em aplicações florestais	5
2.2 Princípios de funcionamento dos sistemas LiDAR	7
2.3 Atributos dos dados LiDAR	9
2.4 Impacto do fogo na floresta	9
2.5 Presença de bambu nas florestas	14
3 MATERIAIS E MÉTODOS	17
3.1 Área de estudo	17
3.2 Mapeamento das áreas queimadas	21
3.3 Inventário Florestal	23
3.3.1 Cálculo de AGB e extrapolação dos dados de campo	25
3.4 Dados de LiDAR	26
3.4.1 Processamento dos dados LiDAR	27
3.4.2 Estimativa da biomassa florestal através dos dados LiDAR	32
3.5 Análises de clareiras e árvores emergentes	33
3.6 Análises dos resultados	35
4 RESULTADOS	37
4.1 Dados de Campo	37
4.1.1 DAP	37
4.1.2 Altura	38
4.1.3 AGB	40
4.2 Dados de LiDAR	43
4.2.1 Altura	44
4.2.2 Modelo de estimativa de biomassa florestal	49
4.2.3 AGB	51
4.2.4 Áreas de clareiras e áreas emergentes	65
5 DISCUSSÕES	71

5.1	Impacto do fogo observado pela análise de dados de campo	71
5.2	Impacto do fogo observado pela análise de dados LiDAR	72
5.3	Análise das áreas de clareiras e áreas emergentes	73
5.4	Implicações do uso de LIDAR para avaliação do impacto do fogo	74
6	CONCLUSÕES	77
6.1	Trabalhos futuros	78
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79

1 INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica possui um quinto das espécies terrestres conhecidas e 10% do estoque de carbono dos ecossistemas terrestres (SAATCHI et al., 2007; MAY et al., 2013). Como a maior floresta tropical do mundo, ocupando 5,4 milhões de km^2 , a Amazônia apresenta um papel fundamental na ciclagem da água, armazenamento de carbono e na regulação do clima local e regional (CLEMENT; HIGUCHI, 2006; NOBRE et al., 2007), tornando-se centro de atenção e objeto de estudos da comunidade científica mundial.

As florestas tropicais são caracterizadas pela elevada heterogeneidade em sua estrutura e dinâmica (PHILLIPS et al., 2004; SAATCHI et al., 2008; QUESADA et al., 2012). Essas variações estão relacionadas com os fatores ambientais de cada região, como a sazonalidade de temperatura e de precipitação, as características edáficas e a radiação solar incidente na vegetação (ARAGÃO et al., 2009; FELDPAUSCH et al., 2011; BANIN et al., 2012). Além disso, a estrutura e a dinâmica das florestas tropicais podem variar devido às alterações causadas por ações antrópicas. As atividades humanas, como a exploração madeireira e o fogo, modificam esses ecossistemas e os tornam vulneráveis à degradação (DAVIDSON et al., 2012).

O fogo, de origem natural ou antrópica, é um dos principais agentes causadores de degradação florestal, sendo responsável por alterações na estrutura, na composição florística e na biomassa das florestas tropicais (LIMA, 2005; SHIMABUKURO et al., 2009; MARTINS, 2012). Além disso, o fogo altera o balanço da radiação devido à emissão de gases de efeito estufa e aerossóis na atmosfera. O aumento das concentrações de CO₂ na atmosfera é uma ameaça para o clima global, e seus efeitos podem ser decisivos para o futuro da Floresta Amazônica (NEPSTAD et al., 2001; BARLOW et al., 2012; VASCONCELOS et al., 2013).

Os danos causados pelo fogo na estrutura e na biomassa florestal (AGB, do inglês *Above-Ground Biomass*) podem permanecer por anos após a queima dessas áreas. Estudos apontam alterações na distribuição diamétrica, devido à perda dos indivíduos de maiores diâmetros, e uma redução de até 67% nos valores de biomassa florestal nos anos subsequentes à queimada, quando comparadas às alterações observadas logo após os incêndios (BARLOW et al., 2003a; VASCONCELOS et al., 2013). Os impactos causados pelo fogo e a recorrência desses eventos podem ser considerados como um dos principais responsáveis pela secundarização dessas florestas (BARLOW et al., 2003b; XAUD, 2013).

A região amazônica passou por duas grandes secas nos dez primeiros anos do século 21 (BANIN et al., 2012). A primeira seca extrema ocorreu no ano de 2005 e a segunda no ano de 2010 (MARENGO et al., 2008; ARAGÃO et al., 2014; MARENGO et al., 2011; LEWIS et al., 2011). Esse dois eventos favoreceram a ocorrência de incêndios florestais (VASCONCELOS et al., 2015). De acordo com dados do projeto QUEIMADAS (2016) do INPE, o número de focos de calor detectados na região amazônica para os anos de 2005 e 2010 aumentaram em 67% e 16%, respectivamente, em relação ao período do ano de 2000-2014 (QUEIMADAS, 2016).

Quantificar o impacto do fogo na estrutura e na biomassa florestal é um importante requisito para melhor compreender a dinâmica desses ecossistemas e do ciclo do carbono (MOUILLOT; FIELD, 2005; BOWMAN et al., 2009). Entretanto, a quantificação dos impactos nas florestas de forma sistemática ainda é um desafio, devido à dificuldade na obtenção de informações cobrindo grandes extensões territoriais, à frequência desses eventos e ao processo de regeneração da vegetação (XAUD, 2013). Mesmo com a existência de produtos de sensoriamento remoto e técnicas validadas para a detecção de áreas queimadas (GIGLIO et al., 2009; PANTOJA; BROWN, 2009; MORTON et al., 2011), a determinação do impacto do fogo na estrutura florestal em extensas áreas enfrenta alguns obstáculos, como a dificuldade de acesso e a obtenção de um grande número amostral nessas áreas. Entre a variedade de sistemas sensores remotos, o LiDAR se destaca como uma tecnologia empregada para a obtenção de medidas diretas, como a altura do dossel e o diâmetro de copa (DUBAYAH et al., 2000; POPESCU et al., 2011) e medidas indiretas da vegetação, como o volume e para a estimativa de biomassa florestal (DRAKE et al., 2003).

Seguindo essa meta, o presente trabalho busca responder a seguinte pergunta central:

- Qual a magnitude dos impactos dos incêndios florestais de sub-bosque na estrutura florestal, até 10 anos após a ocorrência do fogo em florestas ombrófilas abertas com bambu e densas no sudoeste da Amazônia Brasileira?

Para responder a pergunta central, foram levantadas duas hipóteses centrais:

- a) três a cinco anos após a ocorrência do fogo (queimada em 2010), os parâmetros da estrutura florestal (Diâmetro a altura do peito - DAP, altura e AGB) das áreas atingidas pelo fogo deve ser menor do que os parâmetros encontrados nas áreas não afetadas pelo fogo, pois essas áreas ainda não recuperam o que foi perdido com o impacto do fogo e ainda estão perdendo

os indivíduos através da mortalidade tardia (BARLOW et al., 2003a).

- b) oito a dez anos após a ocorrência do fogo (queimada em 2005), a estrutura florestal (DAP, altura e AGB) das áreas atingidas é similar à estrutura das áreas não afetadas pelo fogo, pois essas áreas já tiveram tempo de regenerar e recuperar o que foi perdido com o impacto do fogo (BARLOW et al., 2003a).

1.1 Objetivos

Este trabalho tem como objetivo principal quantificar, pela primeira vez, os impactos do fogo (ocorrência no ano de 2005 e 2010), na estrutura florestal no sudoeste da Amazônia Brasileira através do uso da tecnologia LiDAR.

Para contemplar o objetivo principal desse trabalho, foram determinados os seguintes objetivos específicos:

- Mapear as áreas atingidas por fogo de sub-bosque em quatro sítios de estudo usando produtos e técnicas de sensoriamento remoto.
- Quantificar, caracterizar e avaliar o impacto do fogo nos parâmetros estruturais de DAP, altura e AGB das áreas não afetadas pelo fogo e das áreas queimadas em 2005 e 2010.
- Quantificar e comparar a densidade e o tamanho de clareiras e a área ocupada por árvores emergentes, entre as áreas não queimadas e as áreas que foram atingidas por fogo nos anos de 2005 e 2010.
- Avaliar o potencial e as limitações do uso dos dados de LiDAR na quantificação dos impactos causados na estrutura de áreas que foram atingidas por incêndios nos anos de 2005 e 2010.

No capítulo 2, são apresentadas as fundamentações teóricas que serviram como base para a definição e estruturação da metodologia, a qual é apresentada no capítulo 3 e que foi elaborada para responder a pergunta central e atender os objetivos desse trabalho. No capítulo 4, são apresentados os resultados encontrados a partir dos dados de campo e dos dados de LiDAR, os quais são seguidos pelas discussões (capítulo 5). Por fim, no capítulo 6, são apresentadas as conclusões obtidas através análises desse trabalho.

2 CONTEXTUALIZAÇÃO

2.1 Tecnologia LiDAR em aplicações florestais

O sistema de varredura LiDAR (*Light Detection and Ranging*) não apresenta uma terminologia oficial. Alguns autores preferem denominar esse sistema como LADAR (*Laser Detection and Ranging*), para deixar claro que se trata de um sistema a laser (WEHR; LOHR, 1999). Nesse trabalho, será utilizada a sigla LiDAR, pois esta é empregada com maior frequência na literatura.

A tecnologia LiDAR não é nova, porém sua utilização na aquisição de dados geográficos pode ser considerada recente. O primeiro LiDAR foi desenvolvido após a II Guerra Mundial e a sua primeira grande evolução ocorreu em 1960, com a invenção do sistema a laser e a mudança no sistema de posicionamento dos dados geográficos (HASSEBO, 2012; CARTER et al., 2012). Inicialmente, o LiDAR foi desenvolvido para mapeamento topográfico, com intuito de gerar Modelos Digitais de Elevação (MDE) com elevada acurácia de áreas de difícil acesso (WAGNER et al., 2004; GIONGO et al., 2010).

Nos últimos anos, o LiDAR tem sido frequentemente utilizado em diversas áreas do conhecimento, como em aplicações florestais, na agricultura, no planejamento urbano, na avaliação de risco de inundações, em telecomunicações, no transporte, em mineração, etc. Em aplicações florestais, o uso do LiDAR tem se destacado devido aos bons resultados apresentados (GIONGO et al., 2010). Através do LiDAR, é possível obter medidas diretas da vegetação, como a altura do dossel, o número de indivíduos e o diâmetro da copa. Além disso, podem ser adquiridas medidas indiretas, tais como a estimativa de AGB, o volume, a área basal, o DAP, o carbono estocado e o material combustível (DUBAYAH et al., 2000; POPESCU et al., 2011). A Tabela 2.1 lista os parâmetros florestais possíveis de serem obtidos por meio do processamento de dados LIDAR, a forma de obtenção desses parâmetros e alguns trabalhos recentes que utilizaram a tecnologia LiDAR em estudos florestais.

Para estudos de aplicações florestais e terrestres, o pulso de laser é comumente emitido no comprimento de onda do infravermelho próximo (900-1064 nm) do espectro eletromagnético. Nas aplicações florestais, esse comprimento de onda é utilizado, pois é a região de maior reflectância da vegetação, fornecendo um melhor sinal de retorno ao LiDAR. Além disso, no comprimento de onda do infravermelho próximo, ocorre menor perda do sinal através do espalhamento e absorção pela atmosfera. Entretanto, nesse comprimento de onda, ocorre absorção do sinal pelas nuvens, o

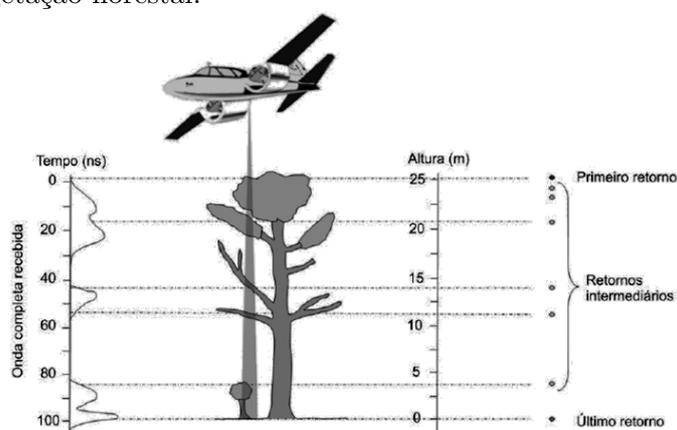
Tabela 2.1 - Uso do sistema LiDAR em aplicações florestais.

Parâmetros Florestais	Formas de Obtenção dos Dados	Trabalhos em Aplicações Florestais
Altura de dossel e/ou árvores individuais	Direta	Zhao et al. (2012)
Volume de Copa	Direta	Erdody e Moskal (2010)
Diâmetro de Copa	Direta	Hu et al. (2014)
Número de indivíduos	Direta	Hirata et al. (2009)
Volume	Indireta	Hosoi et al. (2013)
Biomassa	Indireta	Kronseider et al. (2012)
Carbono	Indireta	Bright et al. (2012)
Área Basal	Indireta	d'Oliveira et al. (2012)
DAP	Indireta	Lee e Lucas (2007)
Material combustível	Indireta	Véga e St-Onge (2009)

que impede o uso deste sensor em condições nubladas (LEFSKY et al., 2002).

O primeiro conjunto de pulsos que interage com a vegetação e que retorna para o sensor contém os sinais que atingem o topo das copas das árvores da floresta. Os conjuntos de pulsos seguintes representam os retornos provenientes de galhos e folhas. A medida que o feixe laser se desloca através do dossel florestal, informações sobre os componentes das árvores que estão no sub-bosque da floresta podem ser adquiridos. Os últimos retornos do LiDAR, correspondem aos pulsos que atingem o terreno (Figura 2.1)(GIONGO et al., 2010).

Figura 2.1 - Funcionamento de um sistema de ondas contínuas a laser e sua interação com a vegetação florestal.



Fonte: Giongo et al. (2010).

2.2 Princípios de funcionamento dos sistemas LiDAR

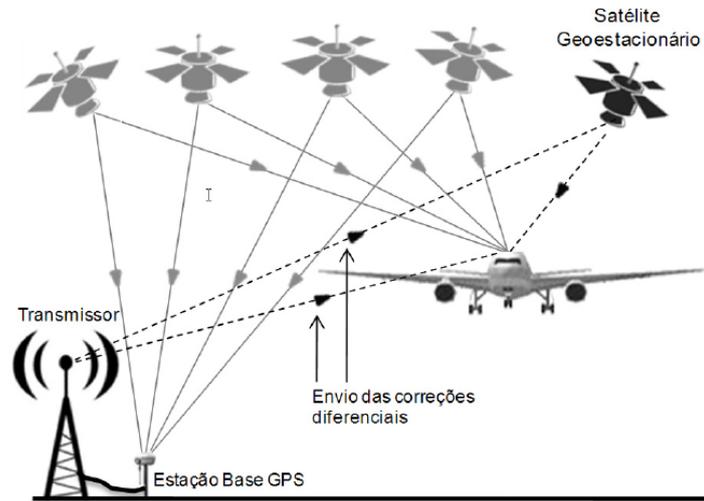
O LiDAR é um sistema ativo concebido para emitir sinais e registrar seu retorno após este colidir com determinado alvo. Os pulsos são emitidos em elevada frequência de repetição (≥ 100 kHz), utilizando o princípio do laser. Os sistemas LiDAR podem operar a partir de estações terrestres (fixa ou móvel), ou em plataformas móveis, como aviões, balões e satélites (REUTEBUCH et al., 2005; FARID et al., 2006; GATZIOLIS; ANDERSEN, 2008; MUTLU et al., 2008; HASSEBO, 2012). No geral, o funcionamento do LiDAR é baseado no tempo de retorno entre o transmissor, o ponto observado na superfície e o receptor (WEHR; LOHR, 1999). Para a medição do tempo de retorno do pulso, é utilizado um relógio de alta precisão ($1 \mu\text{s}$ - microsegundo). A distância é calculada pela equação (2.1) (GATZIOLIS; ANDERSEN, 2008):

$$Distância = \frac{(velocidade\ da\ luz * tempo\ de\ retorno\ do\ sinal)}{2} \quad (2.1)$$

O produto fornecido pelo LiDAR é uma nuvem de pontos (*point cloud*) com a posição geográfica x , y e z de cada ponto imageado na superfície terrestre. Este conjunto de dados permite a obtenção de informações tridimensionais (3D) da área imageada. Alguns sistemas LiDAR fornecem a intensidade de cada sinal de retorno registrado, a qual varia em função da interação do sinal com a superfície do alvo (REUTEBUCH et al., 2005; FARID et al., 2006; LARGE; HERITAGE, 2009; CARTER et al., 2012).

O posicionamento de cada ponto é feito através de um sistema de orientação (*Position and Orientation System* - POS) composto por um sistema de posicionamento global diferencial (*Differential Global Positioning Systems* - DGPS) e uma unidade de medida inercial (*Inertial Measurement Unit* - IMU) (REUTEBUCH et al., 2005; DEVEREUX; AMABLE, 2009). O sistema DGPS é responsável por fornecer a localização de cada ponto imageado pelo laser. Para isso, são utilizados dois receptores de GPS que realizam observações simultâneas e em tempo real. Os dados de um receptor acoplado à aeronave é concatenado aos dados de outro receptor posicionado no solo (Figura 2.2). Não é recomendado que a aeronave se distancie mais que 20 km do sistema de GPS que está instalado no solo, pois quanto maior o seu afastamento, menor será a precisão de posicionamento dos pontos coletados (GIONGO et al., 2010; RIBAS; ELMIRO, 2011). A IMU determina a posição, a altitude, a velocidade e a orientação do sensor localizado na aeronave durante o sobrevoo (Figura 2.3). Quanto mais próxima a IMU estiver do LiDAR, melhor será o posicionamento dos pontos do LiDAR (MOSTAFA; HUTTON, 2001; LIM et al., 2003).

Figura 2.2 - Técnica de concatenação entre os dados para a localização em tempo real do sistema de DGPS.



Fonte: Alves (2013).

Figura 2.3 - Variáveis coletadas pelo sistema IMU.



Fonte: Alves (2013).

2.3 Atributos dos dados LiDAR

Cada ponto Lidar pode estar associado a atributos referentes ao retorno do sinal ou ao pulso. Os possíveis atributos são (GATZIOLIS; ANDERSEN, 2008):

- a) Densidade de pulsos: é calculada através do número de pulsos emitidos em uma superfície plana (hipotética) (equação 2.2). É a medida mais consistente obtida do sensor LiDAR.

$$Densidade\ de\ pulsos = \frac{1}{(distância\ entre\ pulsos)^2} \quad (2.2)$$

- b) Densidade de retorno: é o número médio de retornos por unidade de área em 2D, tipicamente em $1\ m^2$. É a medida mais comum, sendo frequentemente confundida com a densidade de pulsos;
- c) Intensidade de retorno ou intensidade: é a intensidade de retroespalhamento do feixe, sendo, por tanto, dependente das propriedades do alvo imageado. Pode ser usada para discriminar os alvos;
- d) Número do retorno: é referente à classificação do retorno. Esse parâmetro é usado apenas nos sistemas que emitem vários retornos por pulso e corresponde ao número máximo de pulsos que podem ser extraídos de um feixe.

A nuvem de pontos do LiDAR é, geralmente, armazenada no formato binário LAS. Esse formato segue o padrão da Sociedade Americana de Fotogrametria e Sensoriamento Remoto (ASPRS). O arquivo LAS contém as coordenadas x e y , a elevação (z), o número de retornos, a intensidade e o ângulo de escaneamento de cada retorno. Além disso, o arquivo LAS contém informações adicionais referentes ao sistema de informação geográfica (SIG), a data e hora de aquisição dos dados, as características do instrumento sensor, entre outras informações (GATZIOLIS; ANDERSEN, 2008).

2.4 Impacto do fogo na floresta

O fogo, na Amazônia brasileira, é um dos principais responsáveis pela emissão de gases de efeito estufa (GEE). No processo de queima das florestas, são liberados gases como: o gás carbônico (CO_2), o metano (CH_4), o monóxido de carbono (CO) e o nitroso de oxigênio (N_2O) (FEARNSIDE, 2002). O aumento das concentrações desses gases na atmosfera tem sido registrado desde a época pré-industrial (PACHAURI et

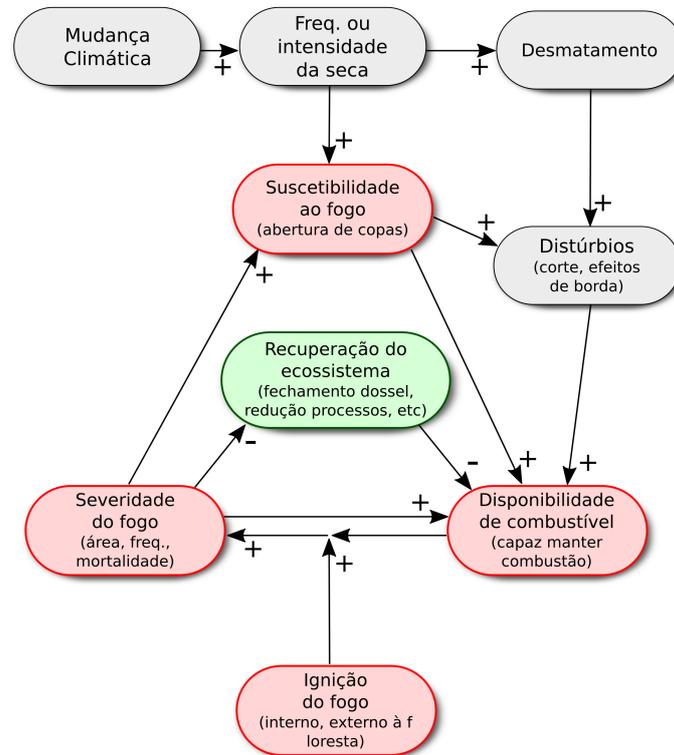
al., 2014). No período de 1997 a 2010, a média global anual de emissão de carbono pela queima de biomassa foi de 2,2 Pg C por ano, com desvio padrão de 0,3 Pg C (BALCH et al., 2016).

O fogo natural na Amazônia é escasso e as espécies não são adaptadas ou tolerantes a ocorrência desses eventos. Nessas áreas, geralmente, a ocorrência do fogo está associada com atividades humanas (UHL; KAUFFMAN, 1990). Nos últimos 40 anos, com a expansão da fronteira agrícola e a intensificação de conversão de uso da terra através dos desmatamentos, a ocorrência do fogo tornou-se mais frequente na Amazônia (ARAGÃO et al., 2008). A queima das florestas ocorre frequentemente devido a passagem do fogo das áreas com atividades humanas para as áreas de fronteira de floresta (MORTON et al., 2013).

O processo de queima das florestas pode gerar mecanismos de retroalimentação (do termo em inglês - *feedback*) positivo ou negativo. Nesse processo, os distúrbios como a queima das florestas e os desmatamentos tendem a reduzir a transpiração vegetal e a capacidade de reter água. Conseqüentemente, causam um decaimento na umidade atmosférica local (*feedback* negativo). As partículas de aerossóis, presentes nas nuvens de fumaça das queimadas, interrompem os processos hidrológicos e diminuem, potencialmente, a precipitação nas áreas de influência desses processos (*feedback* negativo). Após a ocorrência do fogo, as folhas, os troncos, entre outros materiais combustíveis, aumentam a inflamabilidade das florestas e abrem espaços entre as copas das árvores. Nesses novos espaços, a radiação solar é maior e, com isso, a ocorrência e a propagação de novas queimadas pode ser facilitada, tornando os incêndios mais severos e mais prováveis de ocorrer (*feedback* positivo) (Figura 2.4) (BALCH et al., 2016; ZHANG et al., 2015).

A partir de 1997-1998, a comunidade científica intensificou os estudos focados no impacto do fogo. Esses esforços foram motivados pelo evento de seca que ocorreu nesse período e que contribuiu com o aumento e a propagação do fogo nas áreas de floresta (BARLOW et al., 2003a; ALENCAR et al., 2011). Analisando o histórico recente da região Amazônica, foram registrados três grandes eventos de seca. O primeiro período de seca extrema ocorreu no ano de 2005, o qual foi associado ao aumento anômalo de temperatura da superfície do Atlântico Tropical do Norte. A segunda seca foi registrada no ano de 2010, sendo relacionada à ocorrência de dois eventos: (i) o El Niño / Oscilação Sul (ENSO - *El Niño Southern Oscillation*) e (ii) a Oscilação Multidecenal do Atlântico (AMO) (MARENGO et al., 2008; MARENGO et al., 2011). O terceiro, e mais recente, evento de seca ocorreu no ano de 2015, também sendo

Figura 2.4 - Processo de *feedback* positivo e negativo do fogo em florestas tropicais.



Fonte: Adaptado: Balch et al. (2016).

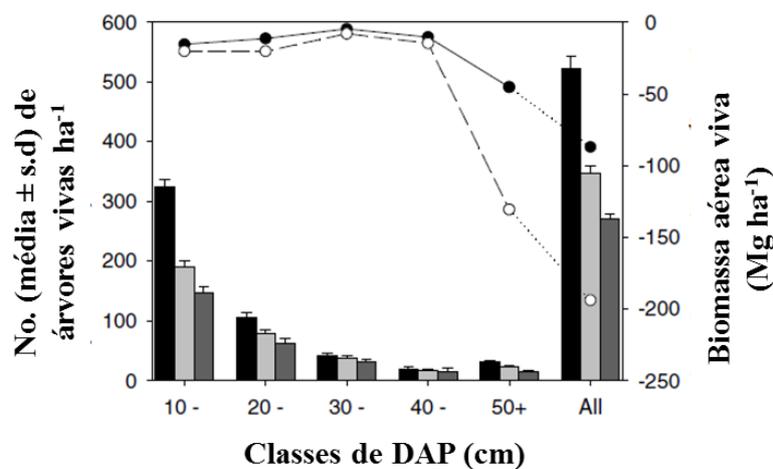
associado ao ENSO (MARENGO; ESPINOZA, 2016). Esses fenômenos intensificaram a estação seca nessa região e reduziram a umidade do ar. As condições de clima seco e quente, por longos períodos de tempo, tornaram a vegetação vulnerável e favoreceram a ocorrência de fogo (VASCONCELOS et al., 2015).

O fogo desempenha um papel relevante para as florestas da Amazônia, sendo considerado uma ameaça para o equilíbrio e a conservação dessas regiões. É de conhecimento que o fogo reduz a biomassa florestal através da combustão e mortalidade das árvores (ANDERSON et al., 2015). A baixa adaptabilidade das florestas tropicais à ocorrência do fogo pode levar a perdas de até 40% do número de indivíduos de DAP ≥ 10 cm e uma redução de 12% a 30% na biomassa florestal viva (BARLOW; PERES, 2008). Além disso, a queima da vegetação pode causar alterações na composição florística (MARTINS, 2012; VASCONCELOS et al., 2013).

Os danos causados pelo fogo na estrutura e na biomassa florestal podem, ainda, ser observados anos após a queima (VASCONCELOS et al., 2013). A mortalidade dos indi-

vídios segue um padrão exponencial e, dois e três anos após a queima, a mortalidade ainda permanece significativamente diferente de zero (BRANDO et al., 2012). Em um estudo desenvolvido por Barlow et al. (2003a), foi observada uma redução de 48% no número de indivíduos nas áreas queimadas, três anos após a ocorrência do fogo. Essas perdas representaram uma redução de 107 Mg ha⁻¹ na biomassa florestal, o que equivale a 49% do encontrado em áreas não queimadas. Os autores ainda mostraram que a mortalidade tardia dos indivíduos de maiores diâmetros (DAP ≥ 50 cm) é responsável por uma redução de 67% na biomassa viva, quando comparadas as alterações observadas um ano após o fogo (Figura 2.5).

Figura 2.5 - Gráfico de distribuição diamétrica e de biomassa aérea. Os retângulos pretos representam os indivíduos de uma floresta que não queimaram, os retângulos cinza-claros representam os indivíduos que foram medidos um ano após a queima e os retângulos cinza-escuros representam os indivíduos medidos três anos após os incêndios florestais. A linha com os círculos sólidos são os valores de biomassa um ano após a queima e a linha com círculos abertos são os valores de biomassa da vegetação analisada três anos após a ocorrência do fogo.



Fonte: Adaptado: Barlow et al. (2003a).

Em áreas de recorrência de incêndios, o fogo pode ser considerado como o principal causador da secundarização da Floresta Amazônica. Nesse cenário, a queima dessas áreas gera alterações na estrutura vertical, através da perda de árvores emergentes e de biomassa aérea. A repetição de eventos de queimada intensificam os danos e levam a hiperproliferação de árvores pioneiras (Figura 2.6)(BARLOW et al., 2003a;

BARLOW et al., 2003b; XAUD, 2013).

Figura 2.6 - Perfis verticais em corte transversal, esquematizando a sequência de secundarização de florestas recorrentemente queimadas na Amazônia central. Esta trajetória inicia em (a) floresta não queimada com dossel fechado para (b) floresta uma vez queimada com dossel aberto e (c) floresta recorrentemente queimada.



Fonte: Barlow e Peres (2003).

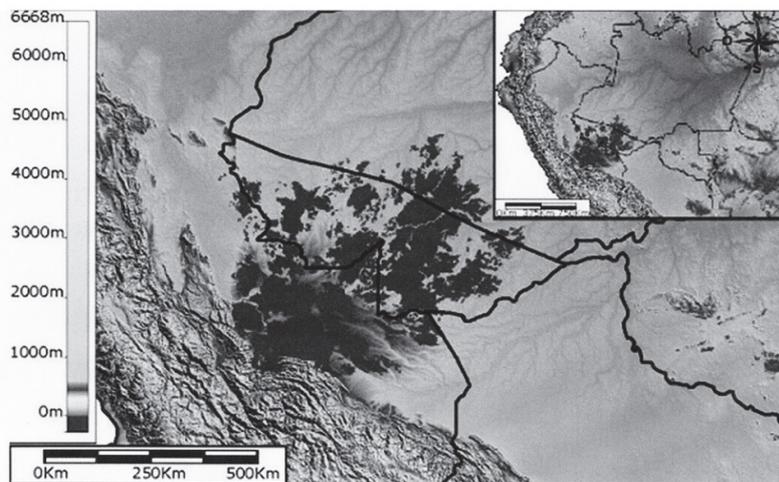
Quantificar o impacto do fogo na estrutura e na biomassa florestal é um importante requisito para um melhor entendimento da dinâmica desses ecossistemas e do ciclo do carbono. Além disso, pode colaborar com o desenvolvimento de políticas públicas para um melhor manejo e conservação dos recursos florestais (MOUILLOT; FIELD, 2005; BALCH et al., 2008; ARAGÃO et al., 2009; BOWMAN et al., 2009; LIMA et al., 2009; ARAGÃO et al., 2014; VASCONCELOS et al., 2015).

Ainda existem incertezas com relação à vegetação que permanece após a ocorrência do fogo. Analisar a resistência e a resiliência das florestas ao fogo torna-se, portanto, importante para o funcionamento das diferentes tipologias florestais ao longo da Amazônia (BARLOW et al., 2003a; BRANDO et al., 2012). Através dos trabalhos apresentados nessa seção, nota-se que ainda existem lacunas de conhecimento do impacto do fogo nos parâmetros estruturais e na dinâmica florestal. Criticamente, pode-se destacar o desenvolvimento de metodologias que permitam a quantificação das mudanças na estrutura e biomassa florestal na escala regional (1-100 km^2), que são limitadas, quando baseadas exclusivamente em análises de inventários florestais. Por isso, são necessários estudos que visem contribuir com as discussões científicas nesse tema, que servirão de base para futuras comparações entre as tipologias florestais da Amazônia brasileira.

2.5 Presença de bambu nas florestas

O Acre é caracterizado pela presença de bambu em suas florestas (Figura 2.7) (ESPÍRITO-SANTO et al., 2003a; SMITH; NELSON, 2011; CARVALHO et al., 2013). O bambu pode estar associado com a ocorrência de eventos passados de fogo, quando os incêndios causaram a mortalidade de árvores e favoreceram a propagação e o desenvolvimento de bambu nessas áreas de floresta (NELSON, 1994; GRISCOM; ASHTON, 2003; SMITH; NELSON, 2011).

Figura 2.7 - Mapa de florestas com bambu no estado do Acre (mancha cinza escuro).



Fonte: Adaptado: Bianchini (2005).

O bambu é monocárpico, pois produz flores e frutos apenas uma vez. Outra característica do bambu é com relação ao ciclo de vida. O bambu possui apenas um ciclo reprodutivo (semelpara), seguido pela morte do progenitor. O ciclo de vida do bambu varia de 27 a 32 anos de vida. Os bambus são caracterizados pela baixa amplitude, por serem densos e regularmente espaçados (NELSON; BIANCHINI, 2005; CARVALHO et al., 2013).

No sudoeste da Amazônia, as florestas são dominadas pelo bambu do gênero *Guadua*, popularmente conhecidos como Taboca. Ocupam uma área de aproximadamente 161.500 km^2 (NELSON; BIANCHINI, 2005).

A presença de bambus nas florestas do sudoeste da Amazônia é um desafio para o

manejo e conservação dessas florestas. Os bambus alteram a estrutura e dinâmica dessas florestas (TAYLOR et al., 2004; NELSON; BIANCHINI, 2005; MARCHESINI et al., 2009; FERREIRA, 2014). Nessas regiões, o bambu reduz em 87% o número de indivíduos de DAP entre 5 e 29 cm. Porém, não afetam o número de indivíduos de DAP maiores que 30 cm (GRISCOM et al., 2007; BARLOW et al., 2012; LIMA et al., 2012).

A ocorrência de bambus tende a reduzir os valores de biomassa florestal, devido à redução de área basal das árvores. Além disso, influenciam negativamente o recrutamento, o crescimento e a sobrevivência de novos indivíduos (GONZALEZ et al., 2002; CAMPANELLO et al., 2007). O recrutamento de novos indivíduos é suprimido pela baixa densidade de plântulas e mudas, causadas pela monopolização do bambu pelos novos espaços e recursos (TAYLOR et al., 2004; GAGNON, 2008; MARCHESINI et al., 2009; ROTHER et al., 2009; MONTTI et al., 2014).

É importante destacar os resultados de estudos que analisaram o impacto do fogo nas florestas de bambu. Esses estudos mostram que, independente da intensidade do fogo, o bambu regenera mais rápido. Primeiro ocorre a recuperação da densidade dos indivíduos e, na sequência, ocorre a recuperação da biomassa. Após 2 anos da ocorrência do fogo, a área basal também é recuperada. Além disso, o fogo pode favorecer a disseminação e dominância de bambu, devido ao aumento de incidência de luz nas aberturas de dossel, o que favorece o seu desenvolvimento (BUDKE et al., 2010; SMITH; NELSON, 2011).

Outro aspecto estrutural que o bambu influencia nas florestas, é com relação às áreas de clareiras. O tamanho das clareiras está positivamente correlacionado com a altura dos indivíduos, pois a queda dos indivíduos maiores formam maiores áreas de clareiras (MARTINS; RODRIGUES, 2002). Por isso, áreas com presença de bambu apresentam clareiras de menores tamanhos. Entretanto, nas áreas de clareiras o bambu desenvolve 20 vezes mais biomassa do que os outros indivíduos (MONTTI et al., 2014).

Os autores Montti et al. (2014) sintetizam as influências positivas e negativas do bambu nas áreas de clareiras em relação à ocorrência de bambu em florestas através da Figura 2.8.

Com base nesses dados, observa-se a necessidade do estudo das florestas do sudoeste da Amazônia com a predominância do bambu, pois o bambu é determinante na estrutura e dinâmica dessas áreas.

Figura 2.8 - Resumo do impacto do bambu nas áreas de floresta.



Fonte: Adaptado: Montti et al. (2014).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

As áreas de estudo desse trabalho estão localizadas no estado do Acre (Figura 3.1). O estado do Acre ocupa uma área de 164.123,040 km^2 e possui 22 municípios (IBGE, 2005). Os limites do estado são formados por divisas com os estados do Amazonas e Rondônia e por divisas internacionais com o Peru e a Bolívia. A população é de 557.526 habitantes (IBGE, 2000), com uma densidade média de 3,45 hab/km^2 e crescimento demográfico de 3% ao ano. O município de maior densidade populacional é a capital Rio Branco, com uma população estimada de 286.082 habitantes no ano de 2004 (IBGE, 2005).

O clima no Acre é classificado, de acordo com o sistema Köppen, como clima de monção de sigla Am. As temperaturas médias mensais variam de 24 a 27° C, a precipitação anual é de aproximadamente 2.100 mm e as estações secas ocorrem nos meses de junho a agosto (BROWN et al., 2006). O Acre está situado num planalto de altitude média de 200 m (ACRE, 2016).

A vegetação no Acre (Figura 3.2a) é formada pelas seguintes tipologias florestais:

- a) Campinarana Florestada;
- b) Floresta Ombrófila Aberta Submontana com bambus;
- c) Floresta Ombrófila Aberta Submontana com cipós;
- d) Floresta Ombrófila Aberta Submontana com palmeiras;
- e) Floresta Ombrófila Aberta Submontana de bambus;
- f) Floresta Ombrófila Aberta de Terras Baixas com palmeiras;
- g) Floresta Ombrófila Densa Aluvial com dossel emergente;
- h) Floresta Ombrófila Densa Submontana com dossel emergente;
- i) Floresta Ombrófila Densa Submontana com dossel uniforme;
- j) Vegetação Secundária.

No Acre, se destaca a presença de florestas com bambu e palmeiras, as quais representam uma parcela significativa da cobertura florestal, ocupando aproximadamente

27% do estado. As florestas Submontanas são caracterizadas por um baixo número de árvores de grande porte (árvores emergentes) e o sub-bosque apresenta elevada densidade de indivíduos. As áreas desmatadas ocupam 7% das áreas do Acre, e estão localizadas próximas as estradas, os ramais, os igarapés e as cidades (IBGE, 2016).

Para abordar as questões deste estudo, foram definidas quatro áreas atingidas por fogo de sub-bosque no sudoeste da Amazônia, no estado do Acre nos períodos estudados (2005 e 2010). As áreas de estudo estão localizadas na região leste do estado do Acre (Figura 3.1f). Foram selecionadas duas áreas afetadas pelo fogo no ano de 2005, chamadas de Humaitá (Figura 3.1b) e RIB (Figura 3.1d) e duas áreas de ocorrência do fogo no ano de 2010, denominadas de Bonal (Figura 3.1c) e Talismã (Figura 3.1e). Nas áreas de Humaitá e Talismã predomina a Floresta Ombrófila Aberta Submontana com bambus e nas áreas de Bonal e RIB predomina a Floresta Ombrófila Densa Submontana com dossel emergente (Figura 3.2b).

Figura 3.1 - Localização das quatro áreas de estudo em uma imagem Landsat-5/TM na composição RGB 5,4,3. Os retângulos brancos correspondem às áreas imageadas pelo LiDAR. O círculo preto é a localização da capital Rio Branco. Os quadrados azuis são as parcelas instaladas nas áreas não afetadas pelo fogo e os quadrados vermelhos são as parcelas instaladas nas áreas afetadas pelo fogo.

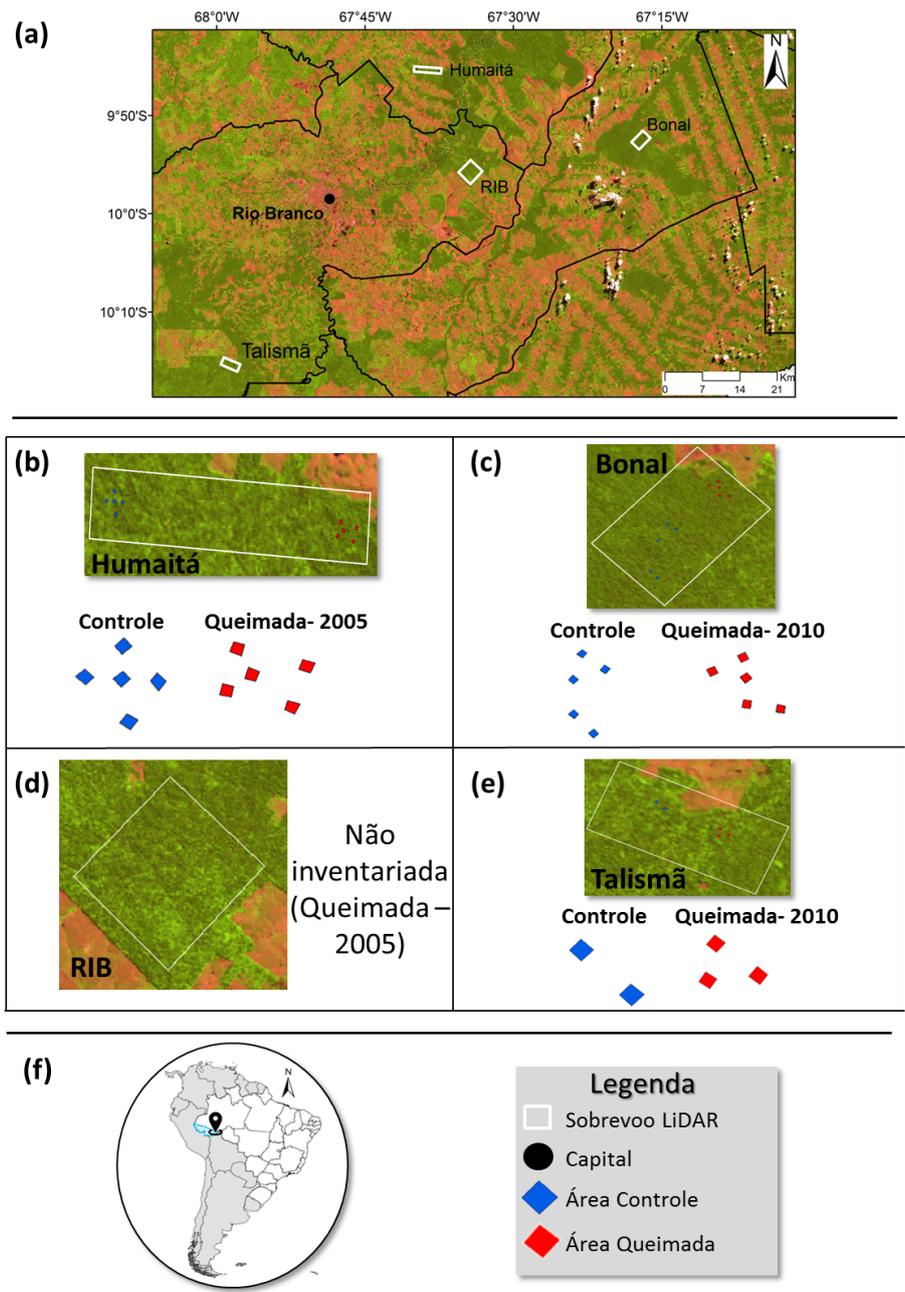
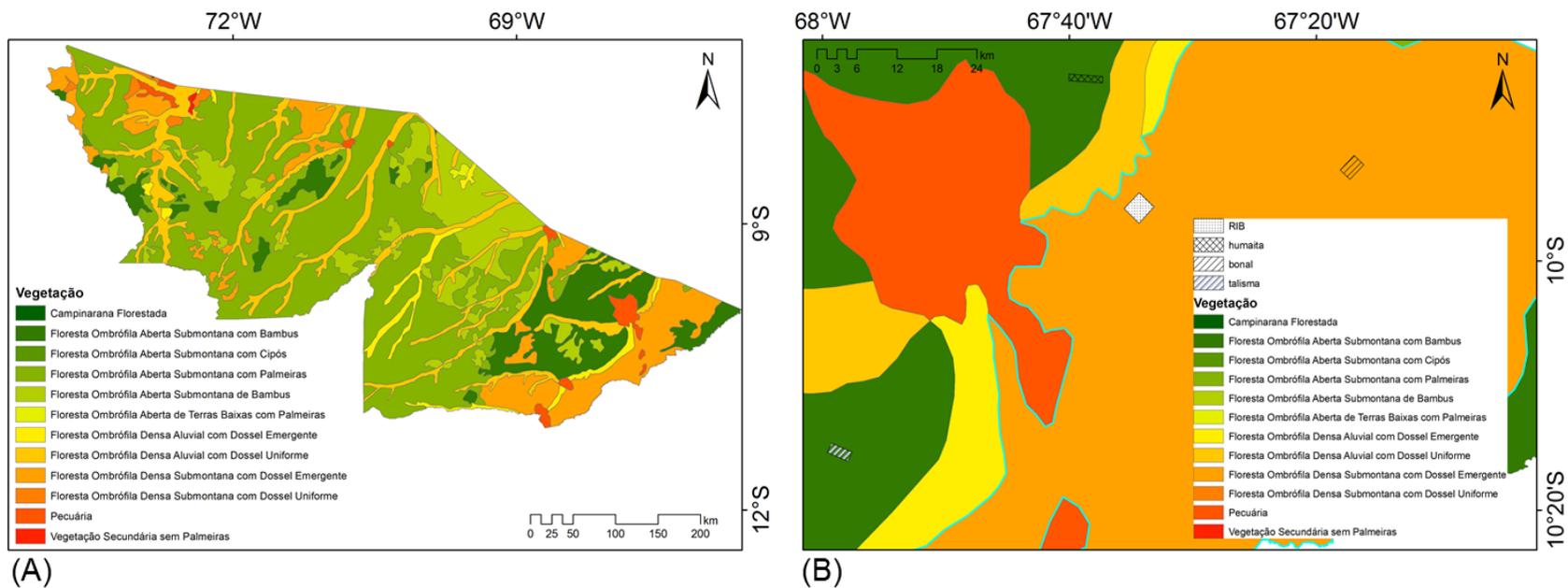


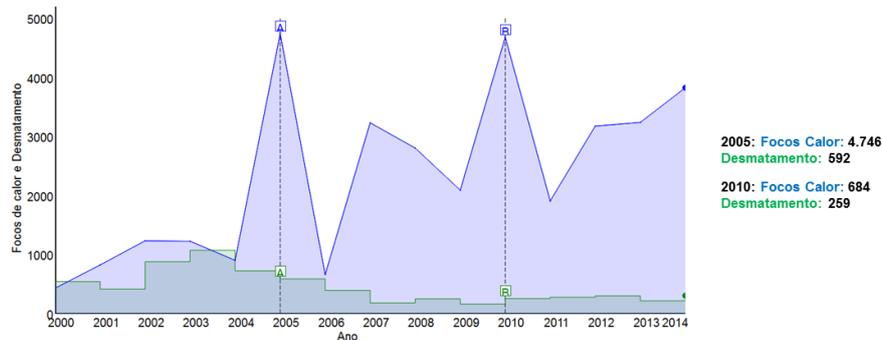
Figura 3.2 - (a) Mapa de vegetação do estado do Acre. (b) Tipologias florestais das quatro áreas de estudo.



Fonte: IBGE (2016).

Conforme os dados apresentados pelos projetos PRODES (PRODES, 2016) e QUEIMADAS (QUEIMADAS, 2016) do INPE, o Acre apresentou, nos anos de secas extremas de 2005 e 2010, respectivamente, 592 km^2 e 259 km^2 de áreas desmatadas. Para esses anos, foram detectados, respectivamente, 4.746 e 4.684 focos ativos de calor (Figura 3.3). Analisando os dados do período de 2000 a 2014, observa-se um aumento no número de focos de calor de 103% (2005) e de 101% (2010) em relação à média do período analisado.

Figura 3.3 - Desmatamento e focos de calor para o estado do Acre. Os pontos com a letra A correspondem aos dados do ano de 2005 e os pontos com a letra B correspondem aos dados do ano de 2010. A região em azul representa o total de focos ativos de calor e a região em verde informa o desmatamento em km^2 por ano.



3.2 Mapeamento das áreas queimadas

O mapeamento das áreas queimadas utilizadas nesse trabalho se baseou em informações preliminares contidas em um banco de dados do *Tropical Ecosystems and Environmental Sciences Laboratory* do INPE. Para complementar esse banco de dados, foram adicionadas imagens do satélite Landsat e do sensor MODIS.

Foram utilizadas imagens Landsat dos anos de 2005 e 2010 do sensor TM (*Thematic Mapper*) do satélite Landsat-5 ou imagens do sensor ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*) do satélite Landsat-7. Essas imagens contemplaram o período de junho a novembro de cada ano, sendo este o período de maior ocorrência de focos de calor (ANDERSON et al., 2005; ANDERSON et al., 2015).

Para o acompanhamento do avanço das cicatrizes de queimadas, foram utilizadas imagens de reflectância de superfície do sensor MODIS, produto MOD09 de 250 m

de resolução, do ano de 2005 e 2010. As imagens MODIS são geradas por pixels de reflectância da superfície, os quais são obtidos pelo melhor pixel de um período de oito dias. Esse pixel é selecionado levando em consideração a alta cobertura de observação, baixo ângulo de visada, a ausência de nuvens ou sombra de nuvens e a carga de aerossóis (VERMOTE; KOTCHENOVA, 2011).

Para aumentar a separabilidade, entre as áreas de floresta não queimada das áreas de florestas que foram atingidas por fogo nas imagens Landsat, foi utilizado o Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) proposto por Shimabukuro e Smith (1991). O MLME foi aplicado nas bandas 1 (0,45 - 0,52 μm), 2 (0,52 - 0,6 μm), 3 (0,63 - 0,69 μm), 4 (0,77 - 0,9 μm), 5 (1,55 - 1,75 μm) e 7 (2,09 - 2,35 μm) das imagens TM ou ETM+. A aplicação deste modelo é feita através da definição dos componentes puros - solo, sombra e vegetação - nas imagens, resultando em três imagens-fração correspondentes. A formulação do MLME é dada por:

$$r_i = a * vege_i + b * solo_i + c * agua_i + e_i \quad (3.1)$$

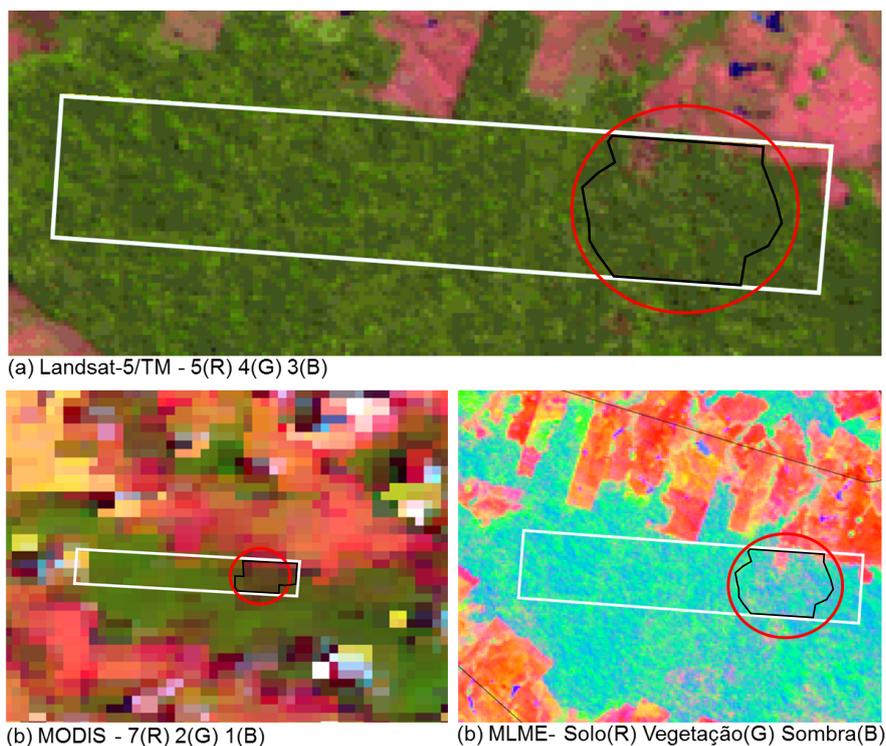
onde r_i é a resposta do pixel na banda i ; a é a proporção de vegetação; b é a proporção de solo; c é a proporção de sombra ou água; $vege_i$ é a resposta espectral do componente vegetação na banda i ; $solo_i$ é a resposta espectral do componente solo na banda i ; $agua_i$ é a resposta espectral do componente sombra ou água na banda i ; e_i é o erro na banda i ; sendo que i varia entre as bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7.

Para cada imagem um MLME foi construído usando as três componentes selecionadas em cada uma das imagens separadamente. No mapeamento das áreas atingidas por fogo, foi utilizada a imagem-fração sombra, a qual apresenta maior contraste entre as áreas queimadas e as áreas de floresta, por conta da baixa reflectância dos alvos queimados em todas as bandas espectrais (SHIMABUKURO; SMITH, 1991; LIMA et al., 2012).

De posse desse conjunto de dados, foi feito o mapeamento visual das áreas queimadas, das quatro áreas de estudo. O uso de mapeamento automático ou por classificadores não foi aplicado devido ao reduzido tamanho e quantidade de áreas que foram mapeadas. A Figura 3.4 apresenta uma amostra das imagens que foram utilizadas no mapeamento das áreas queimadas para a área de Humaitá.

No total, a área atingida por fogo em RIB foi de 442,14 ha (44,21%), em Humaitá foi de 120 ha (24%), em Bonal foi de 150 ha (25%) e em Talismã foi de 178 ha (29,67%).

Figura 3.4 - Amostra das imagens utilizadas para o mapeamento das áreas queimadas de Humaitá. (a) imagem Landsat-5/TM de agosto de 2005, (b) imagem MODIS de novembro de 2005 e (c) composição colorida das imagens-fração solo, vegetação e sombra. O retângulo branco é a área imageada pelo LiDAR e o círculo vermelho é a região analisada para acompanhamento da área queimada. Os polígonos pretos representam as áreas analisadas para a classificação como áreas queimadas.



3.3 Inventário Florestal

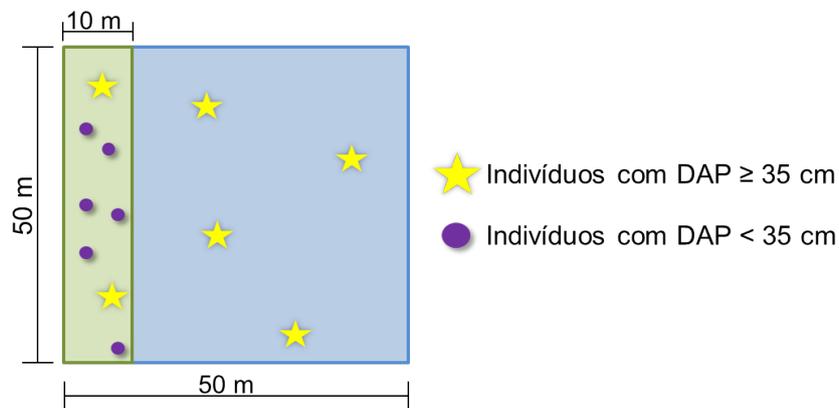
Os dados de inventário florestal foram adquiridos em uma campanha de campo realizada nos meses de junho e julho de 2014. Esses dados foram coletados com o auxílio de uma equipe especializada do IFT (Instituto Floresta Tropical).

No campo, foram instaladas vinte e cinco parcelas (Figura 3.1). Desse total, vinte parcelas foram instaladas nas regiões de Humaitá e Bonal (dez parcelas em cada uma dessas regiões). Em cada região, foram instaladas cinco parcelas em área controle e cinco parcelas em área queimada. Na região de Talismã, foram instaladas cinco parcelas, duas parcelas em área controle e três em área queimada.

Nesse trabalho, foram utilizadas parcelas de tamanho de 50 x 50 m (0,25 ha). Dentro

de cada parcela foi alocada uma subparcela de 10 x 50 m (0,05 ha). Nas subparcelas, foram medidos o DAP e a altura total dos indivíduos de DAP maior ou igual a 10 cm. No restante da parcela (40 x 50 m), foram medidos a altura total e o DAP dos indivíduos de DAP maior ou igual a 35 cm. A Figura 3.5 apresenta o desenho experimental dos indivíduos que foram medidos na subparcela e na parcela, de acordo com o tamanho de DAP.

Figura 3.5 - Desenho experimental dos indivíduos que foram medidos na subparcela (retângulo verde) e na parcela (quadrado azul), de acordo com o tamanho de DAP. As estrelas amarelas representam os indivíduos com DAP maior ou igual a 35 cm e os círculos roxos representam os indivíduos com DAP menor que 35 cm.



Para todos os indivíduos medidos em campo, foi feita a identificação, quando possível, da espécie, gênero ou ao menos da família. Além disso, também foi coletada a posição de cada indivíduo medido dentro das parcelas.

Os indivíduos de bambu não foram medidos, pois o tamanho do DAP era menor que o critério estabelecido maior ou igual a 10 cm.

Para a área de Humaitá, a coleta dos dados de campo em relação ao período de ocorrência do fogo, nos permite avaliar o impacto do fogo nove anos após a ocorrência desse evento. Para Bonal e Talismã, são analisados os impactos do fogo após quatro anos. Até a finalização desse trabalho, não foram realizados inventários florestais para as áreas de RIB. Portanto, para esta área, as análises foram feitas apenas a partir dos dados de LiDAR. Para a região de RIB, a análise foi feita quanto ao impacto do fogo dez anos após a sua ocorrência.

Para a coleta das coordenadas geográficas dos quatro vértices de cada parcela, foi utilizado um DGPS. Essa etapa é importante para permitir o posicionamento, com alta exatidão, das parcelas sobre as imagens LiDAR. Nos dados coletados, foi encontrado um erro médio de localização dos vértices das parcelas de 59 cm.

3.3.1 Cálculo de AGB e extrapolação dos dados de campo

Neste trabalho, foi utilizada a equação de [Chave et al. \(2014\)](#) para o cálculo da biomassa florestal de campo. A Equação 3.2 é um modelo pantropical e foi elaborada a partir de dados de 58 parcelas. No estudo, foi utilizado um método destrutivo, onde as árvores foram cortadas e medidas. Além da representatividade dessa equação para o cálculo de biomassa de florestas tropicais, a escolha dessa equação também foi motivada pelo fato dos parâmetros utilizados serem compatíveis com os dados disponíveis neste trabalho. São utilizados, nessa equação, os dados de altura, diâmetro e densidade da madeira. No trabalho de [Chave et al. \(2014\)](#), os autores obtiveram melhora na acurácia da determinação da biomassa florestal de florestas tropicais através da inclusão de densidade da madeira.

$$AGB_{est} = 0.0673 * (\rho D^2 H)^{0.976} \quad (3.2)$$

onde AGB_{est} corresponde à biomassa florestal acima do solo, dada em kg; D é o Diâmetro a Altura do Peito em cm, H é a altura total em metros e ρ é a densidade da madeira em $g\ cm^{-3}$.

No presente trabalho, a densidade da madeira foi determinada pelo menos no nível de família. Para isso, foram utilizados os dados disponíveis na base de dados de [Zanne et al. \(2009\)](#).

A partir dos dados obtidos em campo, foi realizado o cálculo da AGB para cada indivíduo medido. Após esse cálculo, foi feita uma extrapolação para a área total da parcela. Esse procedimento foi adotado, pois na subparcela de 40 x 50 m foram medidos apenas os indivíduos de $DAP \geq 35$ cm. A preparação dos dados para a extrapolação foi feita da seguinte forma:

- Calculou-se o AGB de cada indivíduo inventariado dentro da parcela (50 x 50 m);
- Realizou-se a soma parcial de AGB para os indivíduos com $DAP < 35$ cm;
- Realizou-se a soma parcial de AGB para os indivíduos com $DAP \geq 35$ cm;

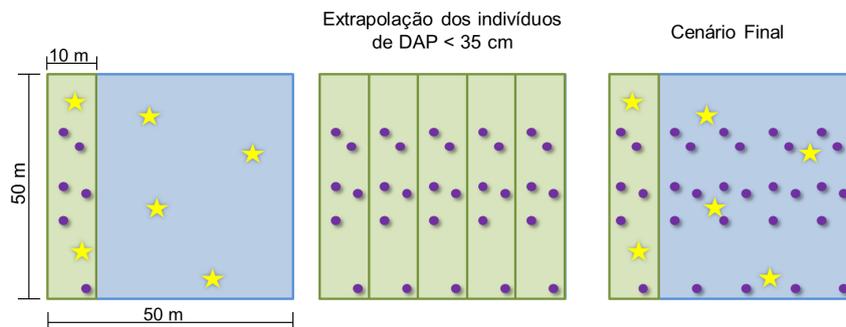
Para a extrapolação, utilizou-se a equação 3.3:

$$AGB_{parcela} = 5 * \sum_i AGB_i^{<35} + \sum_i AGB_i^{\geq 35} \quad (3.3)$$

onde $AGB_{parcela}$ é a biomassa florestal acima do solo estimada da parcela, $\sum_i AGB_i^{<35}$ é a soma parcial da biomassa dos indivíduos com DAP < 35 cm e $\sum_i AGB_i^{\geq 35}$ é a soma parcial da biomassa dos indivíduos com DAP \geq 35 cm.

Assim como realizado com a AGB, os demais dados de campo também foram extrapolados. A mesma abordagem utilizada na extrapolação da AGB foi aplicada para o cálculo da altura média da parcela e do DAP médio da parcela. A Figura 3.6 ilustra como foi realizada a estrapolação dos indivíduos para a área total da parcela.

Figura 3.6 - Extrapolação dos indivíduos de DAP < 35 cm. (a) desenho experimental dos indivíduos medidos no inventário florestal; (b) replicação dos indivíduos de DAP < 35 cm nos 40 x 50 m da parcela; (c) cenário final da extrapolação dos indivíduos de DAP < 35 cm. As estrelas amarelas representam os indivíduos de DAP \geq 35 cm e os círculos roxos representam os indivíduos de DAP < 35 cm.



Para o cálculo da densidade média da madeira da parcela (50 x 50 m), também foi considerada a replicação dos indivíduos com DAP < 35 cm da subparcela de 10 x 50 m para a parcela de 40 x 50 m. Para isso, foi feita a ponderação da densidade da madeira considerando a área basal dos indivíduos.

3.4 Dados de LiDAR

Os dados de LiDAR são provenientes do projeto Paisagens Sustentáveis, que faz parte da cooperação entre a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), a fundação Arthur Bernardes (FUNARBE) e o serviço Florestal Americano (USFS). Os dados utilizados nesse trabalho estão disponíveis gratuitamente no

website: <http://mapas.cnpm.embrapa.br/paisagens sustentaveis>. Esses dados foram adquiridos pela empresa GEOID Ltda., cuja sede fica em Belo Horizonte, MG.

Os dados de LiDAR foram coletados no ano de 2013 para as áreas de Humaitá e de Bonal, e no ano de 2015 para as áreas de Talismã e de RIB. No total, foram imageados 2.600 ha, sendo 500 ha na região de Humaitá, 500 ha na região de Talismã, 600 ha na região de Bonal e 1.000 ha na região de RIB.

A densidade média de retornos foi de 33,41 pontos por metro quadrado (ppm^2) para Bonal, 40,7 ppm^2 para Talismã, 66,61 ppm^2 para Humaitá e 71,74 ppm^2 para RIB. A Tabela 3.2 apresenta as informações do sobrevoo do LiDAR.

Tabela 3.1 - Parâmetros do sobrevoo do sistema LiDAR.

Parâmetro	Especificações
Instrumento	Optec Orion
Sistema de posicionamento	APPLANIX 09SEN243
Altitude média do sobrevoo	900 m
Frequência do sistema	100 kHz
Frequência do escaneamento	61,4 Hz
Campo de visada (FOV)	11.1°
Sobreposição entre as linhas do voo	65%
Divergência do feixe	0,25 mrad

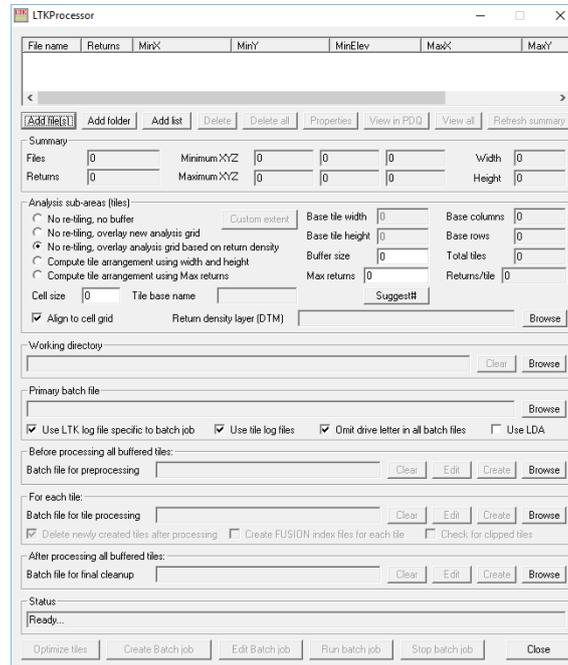
3.4.1 Processamento dos dados LiDAR

Os dados de LiDAR foram processados no software FUSION com a ferramenta LTK (Figura 3.7) (MCGAUGHEY, 2014). Este sistema foi desenvolvido pelo *Silviculture and Forest Models Team, Research Branch of the US Forest Service* e é gratuito (<http://forsys.cfr.washington.edu/fusion/fusionlatest.html>).

O LTK permite que sejam extraídas diversas métricas a partir da nuvem de pontos do LiDAR. As métricas são extraídas a partir da contagem dos pontos, da altura ou da elevação, da intensidade e da topografia (Figura 3.2) (GORGENS et al., 2014). Para o processamento dos dados de LiDAR no LTK, é necessário fornecer o Modelo Digital do Terreno (MDT) na extensão .mdt e a nuvem de pontos na extensão .las.

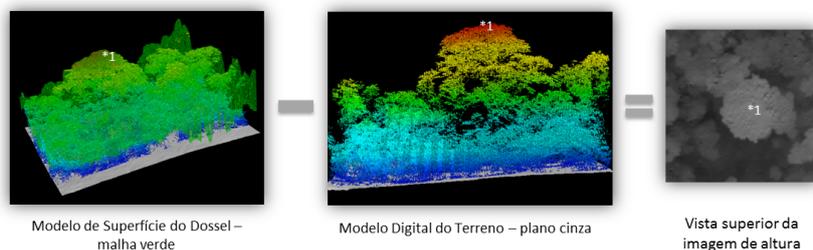
O principal produto extraído a partir dos pontos do LIDAR é a altura de dossel. A partir desse dado, é possível estabelecer relações com os dados inventariados, como o DAP, a área basal e a biomassa florestal. Para obtenção dos dados de altura, o

Figura 3.7 - Interface da ferramenta LTK para o processamento dos dados LiDAR.



FUSION realiza a subtração entre o Modelo de Superfície do Dossel (MSD) e o Modelo Digital do Terreno (MDT) (Figura 3.8). A Figura 3.9 apresenta as imagens do MDT e de altura do LiDAR.

Figura 3.8 - Subtração entre o MDT e o MSD para extração dos dados de altura do LiDAR.



Após o processamento dos dados, foi analisada a densidade de retornos por metro quadrado. Nos estudos de vegetação, a densidade de retornos pode influenciar na precisão dos dados de altura obtidos a partir dos dados LiDAR. Baixos valores de densidade de retornos (menor do que quatro ppm^2) podem reduzir a estimativa das

Tabela 3.2 - Métricas extraídas dos dados LiDAR pela ferramenta LTK. Fonte: Gorgens et al. (2014)

Grupo	Subgrupo	Métrica
Contagem	-	- Contagem de retorno por tipo de retorno (primeiro, segundo, último); - Número total de retornos
	Posição	- Altura max. e min. - Altura média, mediana e moda - Percentis (1, 5, 10, 20, 25, 30, 40, 50, 60, 70, 75, 80, 90, 95, 99)
Altura ou Elevação	Dispersão	- Assimetria e curtose da altura - Coeficiente de variação da altura - Desvio Padrão e variância da altura - Distância interquartil da altura
	Proporção	- N° de retornos > altura x (média ou outra) / total de primeiros retornos - Porcentagem de primeiros retornos > altura x (média, moda ou outra) - Porcentagem de todos os retornos > altura x (média, moda ou outra)
Intensidade	Posição	- Altura max. e min. - Intensidade: média, mediana e moda - Percentis (1, 5, 10, 20, 25, 30, 40, 50, 60, 70, 75, 80, 90, 95, 99)
	Dispersão	- Assimetria e curtose da intensidade - Coeficiente de variação da intensidade - Desvio padrão e variância da intensidade - Distância interquartil da intensidade
Topografia	-	- Declividade do terreno - Aspecto do terreno (direção da face)

alturas e consequentemente subestimar a biomassa florestal das florestas (LEITOLD, 2014). A porcentagem de área imageada pelo LiDAR que obteve ao menos quatro retornos por metro quadrado para as regiões de Humaitá, Bonal, Talismã e RIB foi de 96,26%, 95,48%, 96,25% e 99,98%, respectivamente. A Figura 3.10 apresenta a porcentagem de retornos para cada área de estudo.

Figura 3.9 - Imagem MDT e de altura do LiDAR, onde (a) são as imagens da área de Humaitá, (b) de Bonal, (c) de Talismã e (d) de RIB.

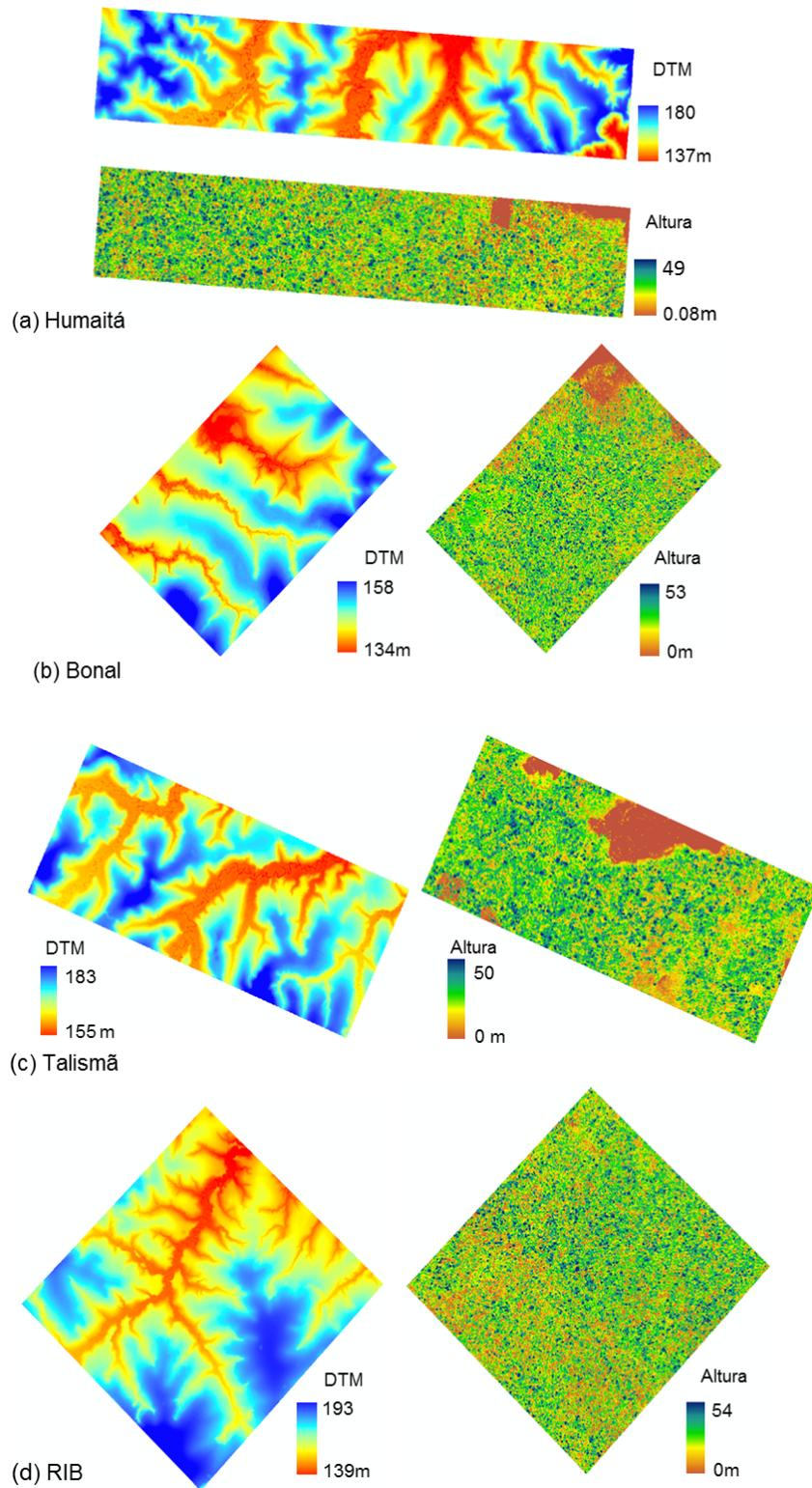
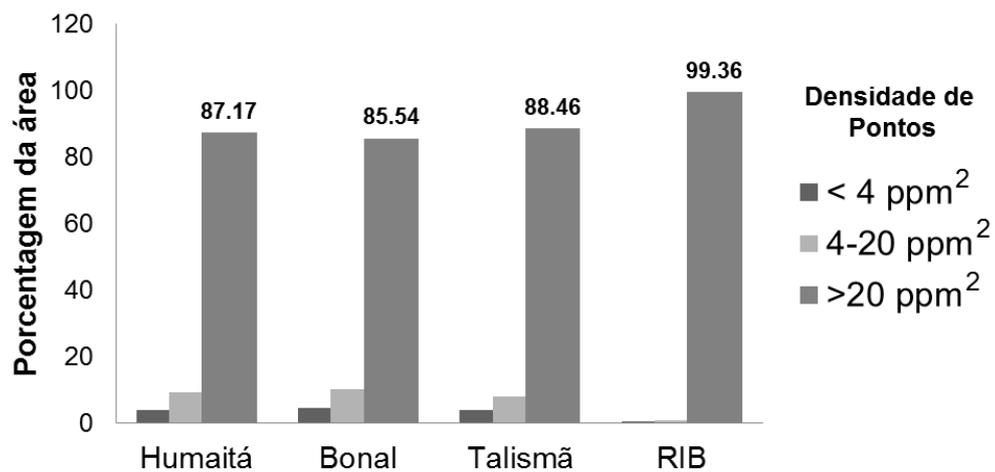


Figura 3.10 - Porcentagem de pontos por metro quadrado (ppm^2) para cada área de estudo. Barra cinza-escuro é a porcentagem da área com densidade menor do que 4 ppm^2 , barra cinza-claro é a porcentagem da área com densidade entre 4 e 20 ppm^2 e barra cinza é a porcentagem da área com densidade maior do que 20 ppm^2 .



3.4.2 Estimativa da biomassa florestal através dos dados LiDAR

Para o cálculo de AGB, foi desenvolvida uma equação utilizando como referência a metodologia do trabalho de [Asner et al. \(2012\)](#). No trabalho, os autores utilizaram dados de quatro regiões tropicais para produzir uma equação universal para o cálculo de biomassa florestal a partir de dados de LiDAR. Através da metodologia empregada pelos autores, foi encontrada uma equação com $R^2 = 0,8$ e $RMSE = 27,6MgCha^{-1}$.

A primeira etapa para a geração do modelo de estimava de AGB, consistiu em gerar variáveis da estrutura da vegetação que são relacionadas com a biomassa florestal. Os parâmetros gerados no presente trabalho foram: altura, DAP, área basal e densidade da madeira. Para cada variável, exceto densidade da madeira, foram consideradas as variações de mínimo, máximo, média, range (máximo - mínimo), desvio padrão e soma.

Para escolher quais variáveis seriam utilizadas na equação de biomassa florestal, foi realizada uma análise de correlação entre cada variável e a biomassa florestal calculada a partir de dados de campo. Na sequência, foram produzidas equações com um número crescente de variáveis, iniciando com duas. A cada nova equação produzida, uma nova variável foi adicionada e o cálculo do RMSE foi realizado. No final dessa etapa, optou-se pela equação com o menor número de variáveis, a partir do ponto onde o aumento do número de variáveis não resultou na melhora (redução) do RMSE.

A fim de comparar os nossos resultados obtidos a partir do nosso modelo de biomassa florestal, foi selecionada uma segunda equação disponível na literatura. A equação escolhida foi desenvolvida por [Longo et al. \(2016\)](#). Essa equação foi elaborada usando dados de 359 inventários florestais e dados LiDAR de 18.000 ha. Esses dados correspondem a áreas de florestas e áreas degradadas da Amazônia brasileira. A seguinte equação é fornecida pelos autores:

$$AGB_{est} = 0,036\mu_z^{0,16} z_{75}^{0,78} z_{10}^{-0,18} k_z^{0,14} \quad (3.4)$$

onde, μ_z é a altura média, z_{75} é a altura do terceiro quartil, z_{10} é a altura do décimo percentil e k_z é a distribuição de curtose de todos os retornos de altura.

3.5 Análises de clareiras e árvores emergentes

Outro parâmetro estrutural que foi analisado nesse trabalho são as informações com relação às áreas de clareiras formadas com a mortalidade dos indivíduos após a ocorrência do fogo.

Estudos com foco em áreas de clareira começaram em florestas temperadas. Em florestas tropicais, ainda são necessários mais estudos para entender a dinâmica das clareiras. Nas florestas tropicais, os ambientes de clareiras são mais complexos devido à riqueza de espécies, a estrutura heterogênea, a vegetação mais densa e aos diferentes distúrbios causados pelas atividades humanas (FISCHER et al., 2016).

Alguns estudos relacionam o tamanho das clareiras com o DAP dos indivíduos e a quantidade de indivíduos que caíram. As maiores clareiras são formadas pela queda de vários indivíduos e de maiores diâmetros (MYERS et al., 2000). Nas áreas de clareira, o número de indivíduos e a diversidade com relação à riqueza de espécies são maiores. Porém, a densidade da madeira, a massa de folhas e a altura máxima são reduzidas. Nessas regiões, as espécies de sementes leves e com maior capacidade de dispersão são favorecidas por perturbações (BAKER et al., 2016).

Na literatura, existem diversas definições que divergem sobre a determinação de áreas de clareiras, mostrando que não há um consenso científico nesse tema. No presente trabalho, as áreas de clareiras foram demarcadas seguindo a definição proposta por Runkle (1981). Esse autor define as áreas de clareiras como as regiões com abertura de dossel que se estende até a base das árvores do entorno com $DAP \geq 20$ cm e altura acima do solo ≤ 10 m. Essa definição inclui as áreas direta ou indiretamente afetadas pela abertura do dossel. No trabalho desse autor, os termos "abertura de dossel" e "clareira" são diferenciados. O termo abertura de dossel se refere às lacunas existentes entre as copas das árvores, enquanto que as clareiras são as regiões de abertura de dossel adicionada às áreas de influência do seu entorno.

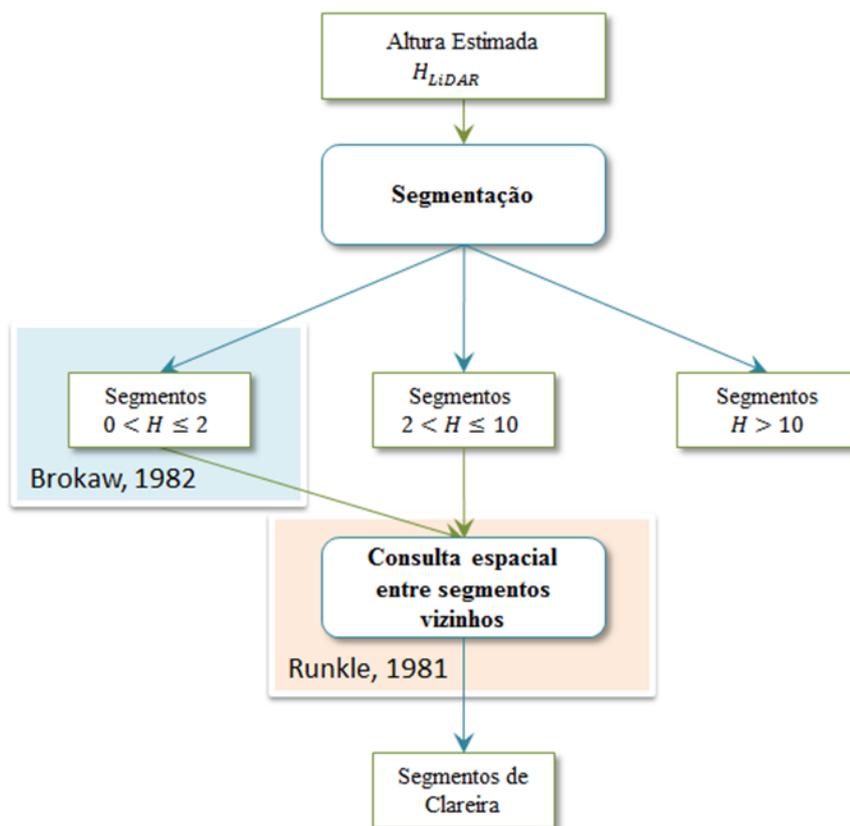
O primeiro passo para a identificação de clareiras neste trabalho, foi feito através da demarcação das aberturas de dossel. Diferentemente do trabalho desenvolvido por Espírito-Santo et al. (2014), onde as aberturas de dossel foram detectadas em campo, nesse trabalho as aberturas de dossel foram identificadas a partir dos dados de altura do LiDAR, conforme a metodologia empregada por Kellner e Asner (2009). Para a demarcação dessas áreas, foi utilizada a abordagem proposta por Brokaw (1982), o qual define as aberturas de dossel como as regiões com área maior ou igual a $4 m^2$ e com média de altura dos indivíduos menor ou igual a $2 m$.

Para a demarcação das clareiras, os dados de altura do LiDAR foram segmentados e separados nas seguintes classes:

- a) $0 \leq H \leq 2$ m de altura: abertura do dossel;
- b) $2 < H \leq 10$ m de altura: áreas direta ou indiretamente afetadas pela abertura do dossel;
- c) $H > 10$ m de altura: demais áreas.

Após a separação das áreas de abertura do dossel (segmentos de $0 \leq H \leq 2$ m), foram determinadas as áreas de clareiras através do agrupamento dos segmentos de $2 < H \leq 10$ m de altura. A Figura 3.11 apresenta as etapas e os processamentos realizados sobre os dados de altura do LiDAR para análise das clareiras.

Figura 3.11 - Fluxograma das etapas para a demarcação das áreas de clareira. O retângulo azul destaca a etapa onde foi utilizada a definição de Brokaw (1982) para demarcação das aberturas de dossel. O retângulo rosa destaca a etapa que foi utilizada a definição de Runkle (1981) para demarcação das clareiras.



Além das áreas de clareiras, foram determinadas as árvores emergentes em cada área de estudo. Para a obtenção das árvores emergentes, foi analisada a área ocupada por esses indivíduos. Devido à dificuldade de separar os indivíduos nas imagens LiDAR quando dois ou mais indivíduos estão tocando suas copas, esses indivíduos foram determinados como aqueles indivíduos que estão acima da média do dossel florestal. Para a separação desses indivíduos dos demais, foram testados diferentes limiares e o limiar final utilizado foi obtido pelo seguinte cálculo:

$$Altura\ emergentes = Altura\ média + 1,5 * Desvio\ padrão \quad (3.5)$$

onde a altura média utilizada nessa equação foi determinada para cada área de estudo.

3.6 Análises dos resultados

Para facilitar a leitura dos resultados encontrado nesse trabalho, foram adotadas as seguintes denominações:

- CA: representam todas as áreas controles de Humaitá, Bonal e Talismã;
- CA-H, CA-B, CA-T, CA-R: representam as áreas controle (CA, do inglês *Control Area*) de cada área de estudo, seguido pela inicial do nome de cada área. Por exemplo, o identificador CA-H representa a área controle da área de Humaitá;
- BA-H, BA-B, BA-T, BA-R: representam as áreas queimadas (BA, do inglês *Burned Area*) de cada área de estudo, seguido pela inicial do nome de cada área. Mesmo padrão determinado no item anterior;
- BA-2005: representa as áreas queimadas no ano de 2005. Para as análises dos dados de campo é equivalente às áreas de Humaitá. Nas análises dos dados de LiDAR é equivalente às áreas de Humaitá e RIB;
- BA-2010: representam as áreas queimadas no ano de 2010 de Bonal e Talismã.

É importante ressaltar que devido as diferentes datas de aquisição dos dados de inventário florestal e do sobrevoo do LiDAR em relação à data das queimadas, as análises do tempo (anos) após a ocorrência do fogo variaram nas análises dos dados

de campo e dos dados do LiDAR. Nas áreas de RIB e Humaitá, o fogo ocorreu no ano de 2005 e nas áreas de Bonal e Talismã ocorreu no ano de 2010. Os dados de inventário florestal foram coletados no ano de 2014, para as áreas de Humaitá, Bonal e Talismã. Na área de RIB, não foram coletados dados de inventário florestal. As imagens LiDAR foram coletadas no ano de 2013 para as áreas de Humaitá e Bonal, e no ano de 2015 para as áreas de RIB e Talismã. A Tabela 3.3 lista a data de aquisição dos dados e de ocorrência do fogo para cada área de estudo e o tempo (anos) entre o fogo e os dados.

Tabela 3.3 - Resumo das datas de ocorrência do fogo, da coleta dos dados de inventário florestal e dos sobrevoo do LiDAR de cada área de estudo.

Área	Ano Queimada	Inventário Florestal	Tempo (anos) - Fogo e Campo	Sobrevoo LiDAR	Tempo (anos) - Fogo e LiDAR
RIB	2005	-	-	2015	10 anos
Humaitá	2005	2014	9 anos	2013	8 anos
Bonal	2010	2014	4 anos	2013	3 anos
Talismã	2010	2014	4 anos	2015	5 anos

As análises estatísticas e os modelos de regressões foram obtidos através do uso do software R studio versão 0.99.441. Para comparação entre as distribuições de DAP, altura e biomassa, foi utilizado o teste Kruskal-Wallis. Esse é um teste não paramétrico que permite comparações entre três ou mais conjunto de dados. Em todas as análises foi considerado um nível de confiança de 95%. Os dados de LiDAR foram reamostrados para uma grade regular de 50 x 50 m, para possibilitar as comparações com os dados de campo.

Os resultados são separados quanto à origem dos dados em duas subseções: dados de campo e dados LiDAR. Em cada uma dessas subseções são apresentados os resultados de cada variável florestal em análise e, ao final, é desenvolvida uma discussão dos resultados.

4 RESULTADOS

4.1 Dados de Campo

A densidade média de indivíduos foi de 321 indivíduos por hectare (*ind/ha*) para a CA, 291 *ind/ha* para BA-2005 e 298 *ind/ha* para BA-2010. Esses resultados mostram que apesar dos menores valores de densidade de indivíduos nas áreas afetadas pelo fogo, quatro e nove anos antes das medições de campo, essas áreas são estatisticamente semelhantes em termos de densidade de indivíduos (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 - Densidade de indivíduos por hectare e a diferença percentual entre a área queimada e a área controle.

-	Densidade de indivíduos (<i>ind/ha</i>)	Diferença percentual em relação á área controle
CA	321	-
BA-2005	291	9,35
BA-2010	298	7,17

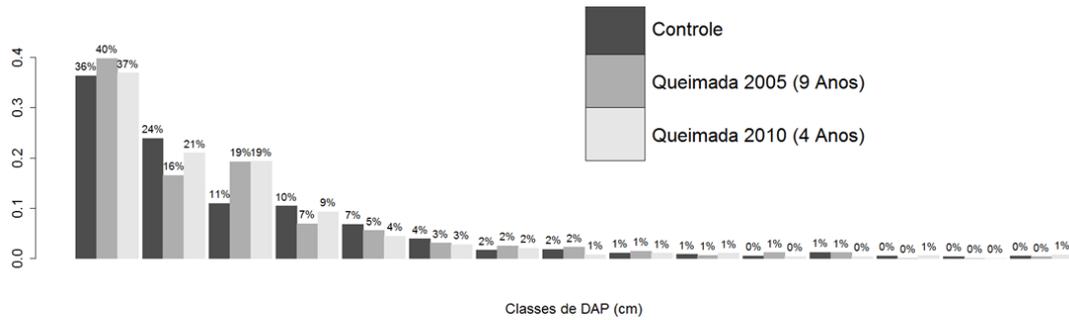
4.1.1 DAP

A análise de DAP foi iniciada pela comparação da distribuição diamétrica das áreas controle de Humaitá, Bonal e Talismã. Nessa análise, observou-se que as médias dos três grupos são estatisticamente iguais ($p\text{-valor} > 0,20$). Deste modo, os dados de DAP foram agrupados em uma única classe (CA) para o restante das análises.

Para as áreas CA, é observado um padrão J-invertido na distribuição diamétrica (Figura 4.1, na cor cinza-escuro). Esse padrão é esperado para florestas naturais e inequiâneas, com elevado número de indivíduos nas classes de menores diâmetros, com um decréscimo exponencial no número de indivíduos de maiores diâmetros (ODUM, 1988). Na Figura 4.1, também são apresentadas as distribuições diamétricas para as áreas queimadas em 2005 (BA-2005) e as áreas queimadas em 2010 (BA-2010). Nesta figura, é possível observar diferentes comportamentos quanto à distribuição diamétricas das três classes em análise. Para facilitar as análises, as classes de diâmetro foram divididas, empiricamente, em três grupos. No primeiro grupo, $10 \leq \text{DAP} \leq 25$ cm, foi observado que BA-2005 (75%) e BA-2010 (77%) apresentaram maiores porcentagens de indivíduos do que em CA (71%). No segundo grupo, $25 < \text{DAP} \leq 40$ cm, BA-2005 (15%) e BA-2010 (16%) apresentaram menor porcentagem

de indivíduos em relação a CA (21%). No terceiro grupo, $DAP > 40$ cm, a porcentagem de indivíduos para CA, BA-2005 e BA-2010 foram, respectivamente, 8%, 9% e 7%.

Figura 4.1 - Distribuição diamétrica das áreas controle (cinza-escuro), das áreas queimadas no ano de 2005 (cinza) e das áreas queimadas no ano de 2010 (cinza-claro).

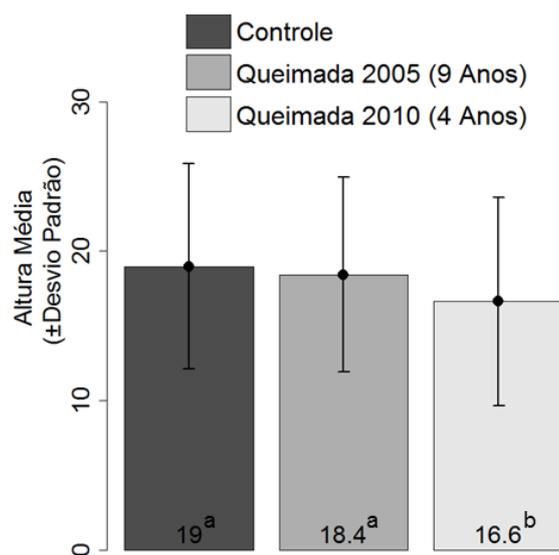


4.1.2 Altura

Da mesma forma como foi observado na distribuição diamétrica no campo, a distribuição de altura das áreas controle de Humaitá, Bonal e Talismã não apresentaram diferenças significativas ($p\text{-valor} > 0,26$), quando avaliadas pelo teste de Kruskal-Wallis. A média de altura de CA (19 m) é maior que a média de altura BA-2005 (18,4 m) e BA-2010 (16,6 m) (Figura 4.2).

Analisando a distribuição de altura da área controle com relação à distribuição de altura da área queimada em 2005, não foi observada diferença significativa entre essas distribuições ($p\text{-valor} > 0,12$). Por outro lado, a área queimada em 2010 apresentou diferença significativa quando comparadas com a área queimada em 2005 e com a área controle ($p\text{-valor} < 0,05$).

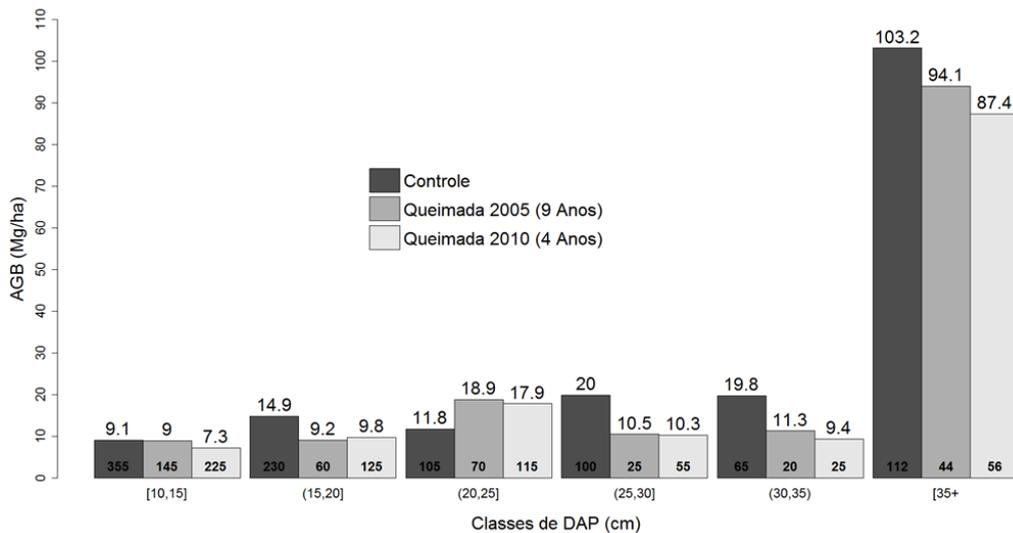
Figura 4.2 - Alturas médias e desvio padrão das áreas controle (cinza-escuro), das áreas queimadas em 2005 (cinza) e das áreas queimadas em 2010 (cinza-claro). Os valores médios das alturas calculadas são apresentados dentro das barras. Letras diferentes indicam diferença significativa, segundo teste Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$).



4.1.3 AGB

A biomassa florestal dos dados de campo foi calculada através da aplicação da equação de Chave et al. (2014) (Equação 3.2). Para os dados de AGB, foram realizadas duas análises. A primeira análise foi feita com relação aos valores de AGB em $Mg\ ha^{-1}$ de acordo com o ano de ocorrência do fogo (Figura 4.3). A segunda análise foi feita entre os valores de AGB da área controle e da área queimada de cada área de estudo (Figuras 4.4, 4.5 e 4.6).

Figura 4.3 - AGB em $Mg\ ha^{-1}$ para as áreas controle (cinza-escuro), áreas queimadas no ano de 2005 (cinza) e queimada em 2010 (cinza-claro). Acima das barras estão indicados os valores de AGB acumulada, e dentro das barras o número total de indivíduos em cada classe de DAP.



Foi observado um valor de biomassa florestal médio de $178,8\ Mg\ ha^{-1}$ na área CA, $153,0\ Mg\ ha^{-1}$ na área BA-2005 e de $141,9\ Mg\ ha^{-1}$ na área BA-2010. Para BA-2005, foi observada uma perda de biomassa florestal de $25,8\ Mg\ ha^{-1}$ e de $36,9\ Mg\ ha^{-1}$ para BA-2010, ambos quando comparados com a área CA. Esses valores representaram uma redução percentual de 14,43% para a área BA-2005 e de 20,64% para a área BA-2010. Quando comparadas as áreas BA-2005 e BA-2010, notou-se uma diferença de biomassa florestal de $11,1\ Mg\ ha^{-1}$, equivalente a uma redução percentual de 7,25%.

A biomassa florestal da área BA-2005 não apresentou diferença significativa em relação à área CA (p-valor = 0,16). Por outro lado, a área BA-2010 apresentou

Figura 4.4 - AGB das áreas controle e queimadas de Humaitá para cada classe de DAP. Os valores dentro dos parênteses são o número de indivíduos e os valores ao lado dos parênteses são os valores da biomassa acumulada nas classes de DAP.

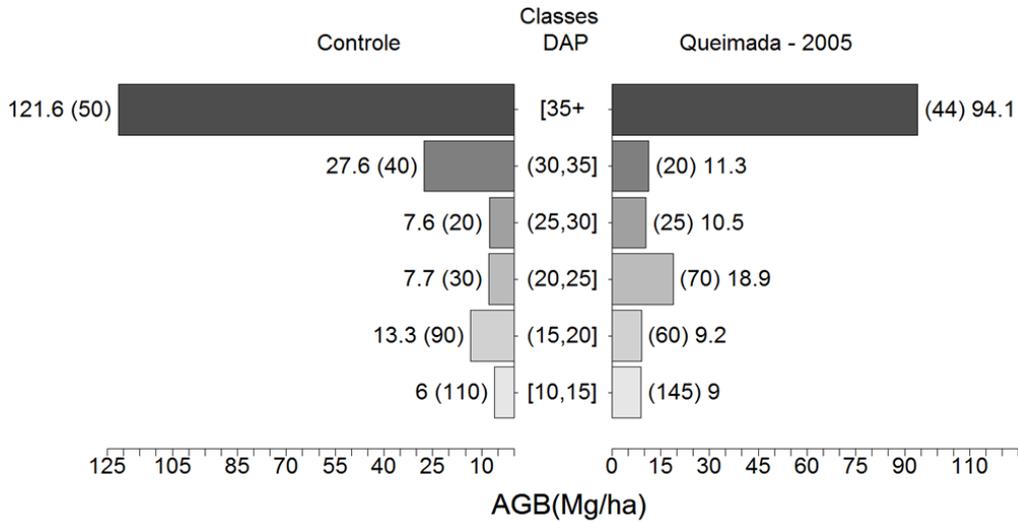
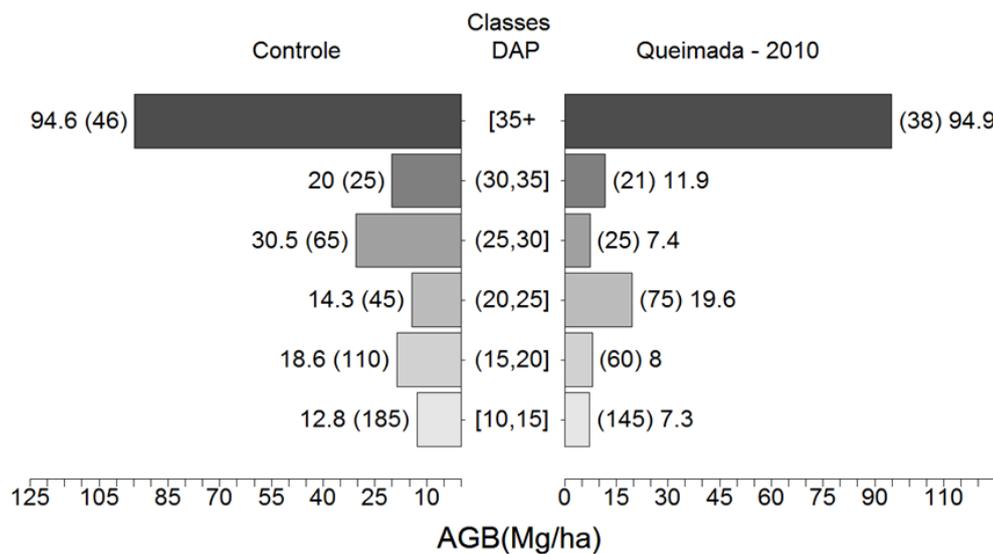
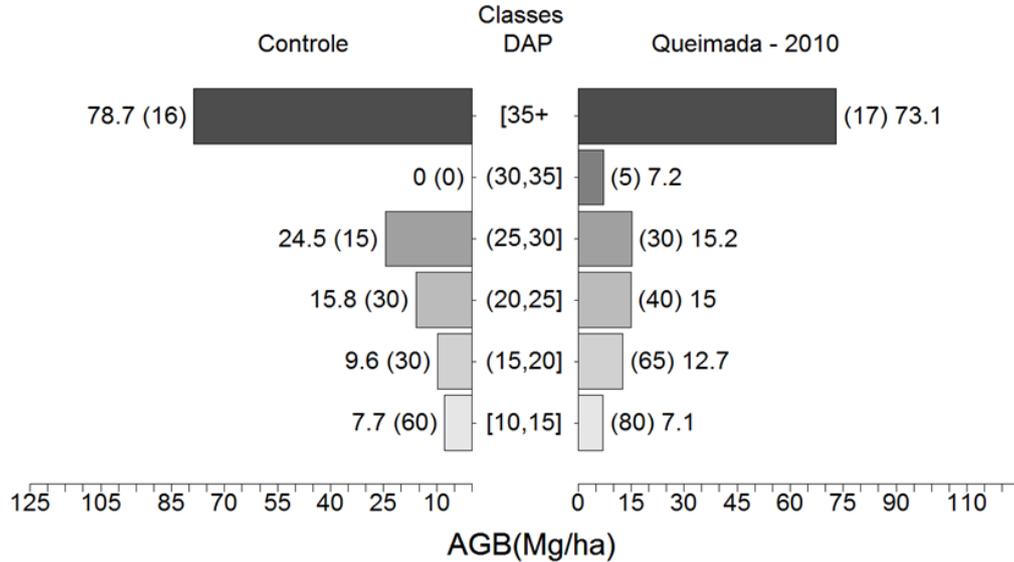


Figura 4.5 - AGB das áreas controle e queimadas de Bonal para cada classe de DAP. Os valores dentro dos parênteses são o número de indivíduos e os valores ao lado dos parênteses são os valores da biomassa acumulada nas classes de DAP.



diferença significativa em relação às áreas BA-2005 (p-valor = 0,0004) e CA (p-valor = 0,04).

Figura 4.6 - AGB das áreas controle e queimadas de Talismã para cada classe de DAP. Os valores dentro dos parênteses são o número de indivíduos e os valores ao lado dos parênteses são os valores da biomassa acumulada nas classes de DAP.



A Tabela 4.2 lista os valores de AGB de campo e o desvio padrão de cada área inventariada.

Tabela 4.2 - AGB média dos dados de campo e o desvio padrão das três áreas inventariadas. Letras diferentes indicam diferença significativa, segundo teste Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$).

Área	Ano da Queimada	AGB ($Mg\ ha^{-1}$)
		Média \pm desvio padrão
CA	-	178,8 \pm 36,23 ^a
BA-2005	2005	153,0 \pm 33,8 ^a
BA-2010	2010	141,9 \pm 31,44 ^b

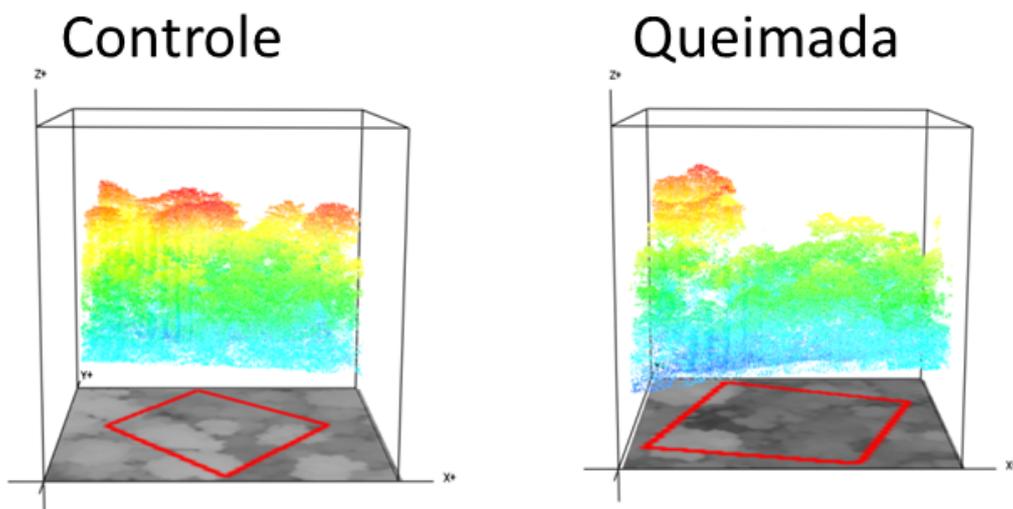
Analisando os valores de biomassa da área controle (CA-H) e da área queimada (BA-H) de Humaitá, a perda de biomassa foi de 30,8 $Mg\ ha^{-1}$. Esse valor representou uma redução percentual de 16,76%. A área de Bonal foi a área com a maior perda de biomassa florestal, totalizando 41,6 $Mg\ ha^{-1}$, o que foi equivalente a uma redução percentual de 21,82%. Na área de Talismã, a perda de biomassa foi de 6 $Mg\ ha^{-1}$ e a redução percentual de 4,4%.

Para a área de Humaitá, a distribuição de AGB de CA-H não apresentou diferença significativa em relação à distribuição de AGB de BA-H (p -valor = 0,2). Para a área de Bonal, foi encontrada diferença significativa entre as áreas CA-B e BA-B (p -valor = 0,0007). Esses resultados seguiram o mesmo padrão observado nas análises realizadas com relação à altura (seção 4.1.2). Por outro lado, para a área de Talismã, não foi encontrada diferença significativa entre a área CA-T e BA-T (p -valor = 0,93) nos valores de distribuição da AGB. Esses resultados não eram esperados, mas podem ser explicados pelo baixo número amostral e elevada variabilidade estrutural destas áreas.

4.2 Dados de LiDAR

A partir de análise visual (análise qualitativa) dos dados de LiDAR em 3D é possível verificar uma diferença na estrutura da floresta entre as áreas controle e as áreas queimadas (Figura 4.7). Nas áreas queimadas, observa-se um menor número de indivíduos emergentes quando comparadas com as áreas controle. Esse tipo de visualização já permite a verificação de diferenças entre as estruturas das parcelas inventariadas.

Figura 4.7 - Amostra da nuvem de pontos 3D de uma parcela na área controle (esquerda) e uma parcela na área queimada (direita). Os retângulos vermelhos são as áreas das parcelas inventariadas no campo sobre a imagem LiDAR em níveis de cinza. Na escala de cores da nuvem de pontos, os pontos mais altos estão na cor vermelho e os indivíduos mais baixos na direção do azul.



4.2.1 Altura

A partir dos dados de LiDAR foi encontrado, para a região de RIB, uma altura média da área controle de 23,66 m e de 23,13 m na área queimada (2,24% de redução). Na região de Humaitá, a altura média da área controle foi de 23,54 m e 21,36 m na área queimada (9,26% de redução).

Para as regiões que sofreram incêndios em 2010, foi observada, em Bonal, uma altura média na área controle de 21,93 m e de 17,49 m na área queimada (20,25% de redução). Para a área de Talismã, a altura média foi de 21,73 m na área controle e de 19,55 m na área queimada (10,03% de redução). A Tabela 4.3 apresenta os dados de altura média e o desvio padrão de cada área de estudo, separados em controle e queimada.

Tabela 4.3 - Altura média do LiDAR e o desvio padrão das quatro áreas de estudo. Letras diferentes indicam diferença significativa segundo teste Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$). O teste Kruskal-Wallis foi aplicado entre todos os grupos.

Área	Ano Queimada	Altura (m)	
		Controle Média \pm desvio padrão	Queimada Média \pm desvio padrão
RIB	2005	23,66 \pm 3,909 ^a	23,13 \pm 3,99 ^b
Humaitá	2005	23,54 \pm 3,96 ^c	21,36 \pm 3,82 ^d
Bonal	2010	21,93 \pm 3,02 ^e	17,49 \pm 3,99 ^f
Talismã	2010	21,73 \pm 4,81 ^g	19,55 \pm 4,50 ^h

A partir dos dados de altura obtidos através do LiDAR, foram encontradas diferenças significativas entre a distribuição de altura de CA e das áreas queimadas no ano de 2005 e 2010 (p-valor<0,001). Além disso, as áreas BA-2005 e BA-2010, também apresentaram diferenças significativas na distribuição de altura (p-valor<0,001). Os resultados de altura do LiDAR diferem dos resultados encontrados no inventário florestal. Nos dados de campo, a análise comparando a distribuição de altura de CA e BA-2005, não demonstrou diferença significativa entre essas duas áreas.

As Figuras 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11 apresentam os mapas de altura e os histogramas de alturas para as áreas imageadas pelo LiDAR. Esses dados foram reamostrados para uma grade regular de 50 x 50 m para serem comparáveis aos dados de campo.

Figura 4.9 - Mapa de altura (acima) e o histograma da distribuição de altura das áreas controle e queimada (abaixo) para RIB. Nos histogramas as linhas vermelhas são as alturas médias e as linhas azuis são as alturas medianas.

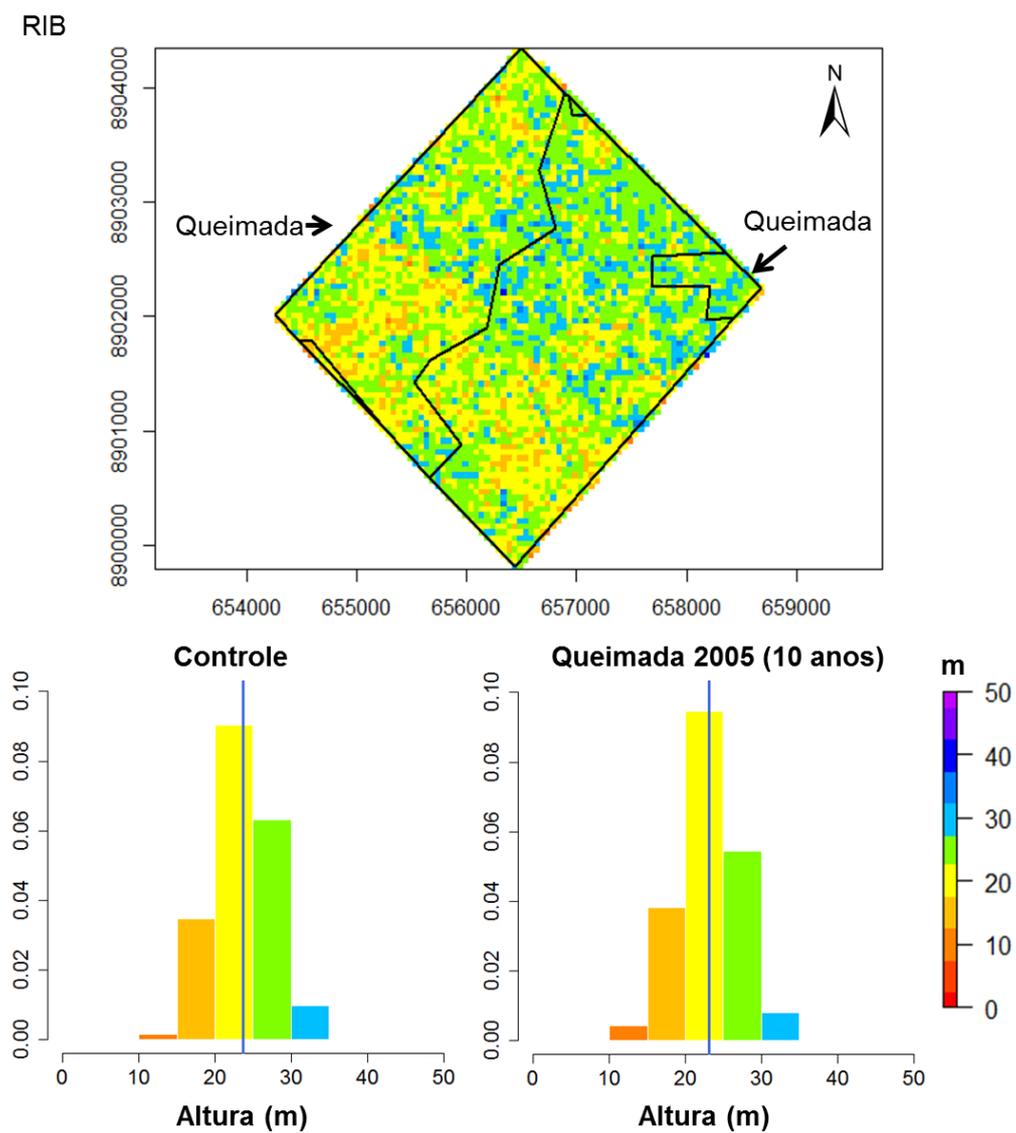


Figura 4.10 - Mapa de altura (acima) e o histograma da distribuição de altura das áreas controle e queimada (acima) para Bonal. Nos histogramas as linhas vermelhas são as alturas médias e as linhas azuis são as alturas medianas.

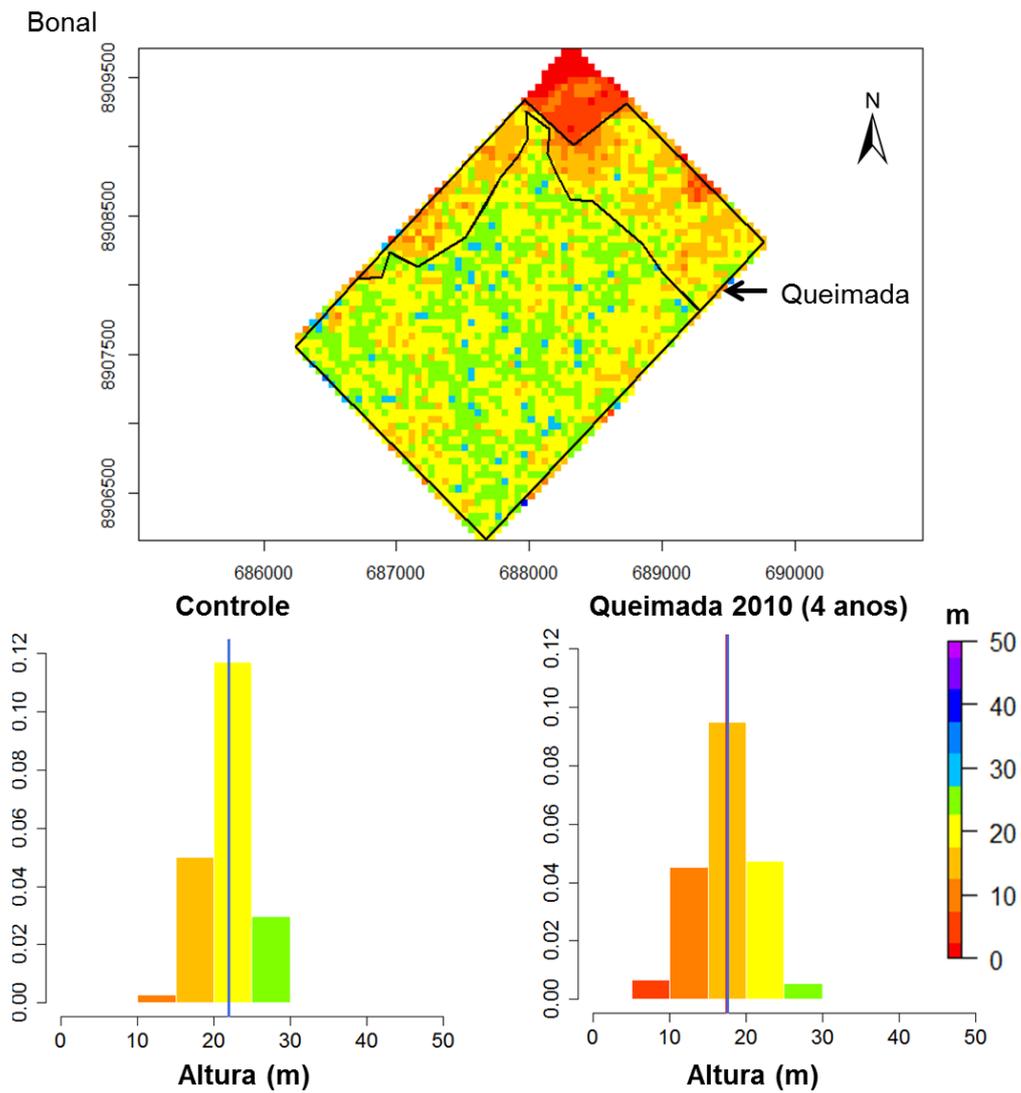
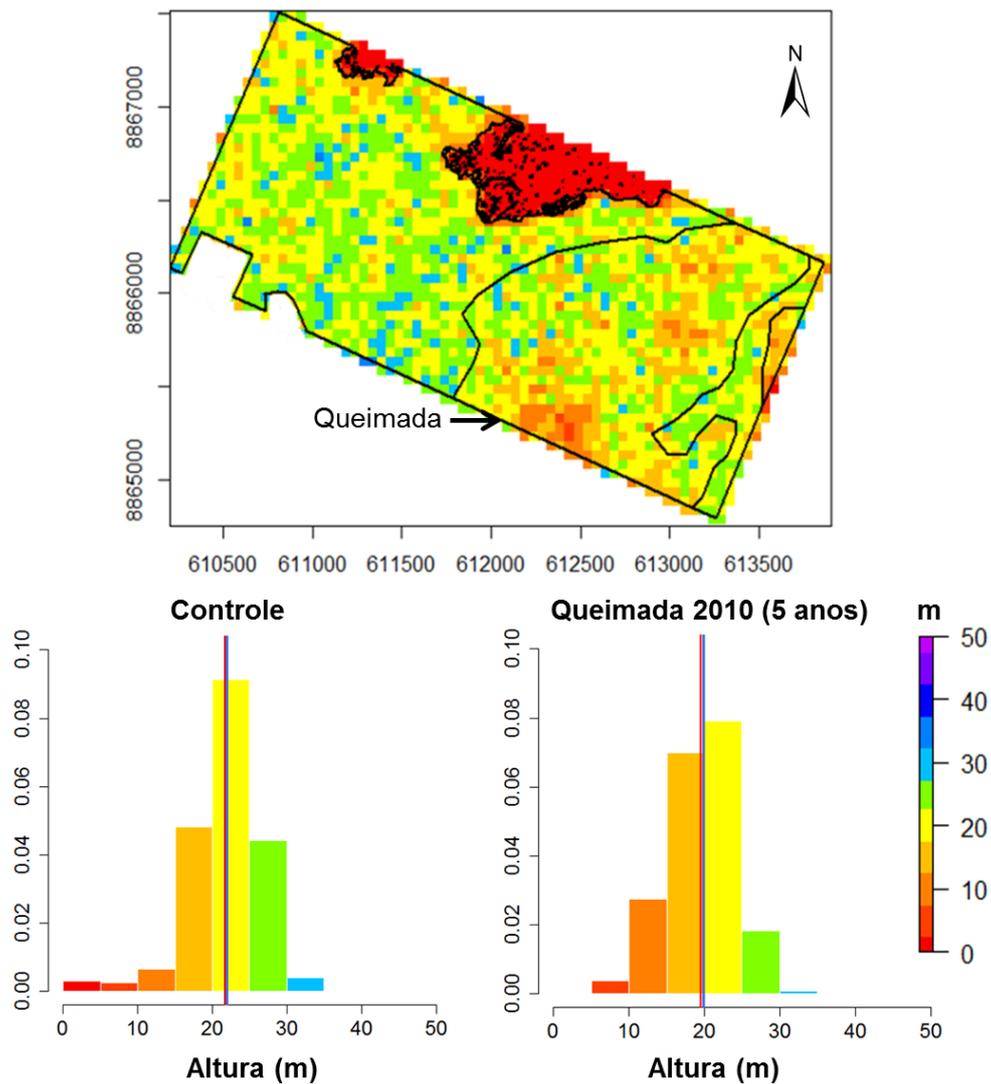


Figura 4.11 - Mapa de altura (acima) e o histograma da distribuição de altura das áreas controle e queimada (abaixo) para Talismã. Nos histogramas as linhas vermelhas são as alturas médias e as linhas azuis são as alturas medianas.

Talismã



4.2.2 Modelo de estimativa de biomassa florestal

Para a geração do modelo para a estimativa de biomassa florestal foram geradas variáveis de DAP, área basal e densidade da madeira a partir dos dados de altura do LiDAR.

A estimativa da área basal (BA_{LiDAR}) foi obtida de forma indireta, a partir de um modelo de regressão (Equação 4.1) com os dados de altura do LiDAR. O modelo encontrado apresentou R^2 de 0,3 e foi é pela seguinte equação:

$$BA_{LiDAR} = 11,32 * \ln(H_{LiDAR}) - 18,494 \quad (4.1)$$

onde BA_{LiDAR} é a área basal em m^2/ha e H_{LiDAR} é altura obtida do LiDAR em m .

Para a estimativa dos dados de DAP (DAP_{LiDAR}), foram realizadas duas análises. A primeira, foi feita através da correlação entre os dados de altura do LiDAR e os dados de DAP de campo. Neste caso, encontrou-se uma baixa correlação ($R^2 = 0,03$). Visando uma segunda alternativa e considerando que os dados de altura do LiDAR apresentam baixo RMSE em relação aos dados de altura de campo, optou-se por estimar o DAP do LiDAR a partir do modelo obtido entre o DAP de campo e a altura de campo. Esse modelo possui R^2 de 0,64 e é representado pela equação a seguir:

$$DAP_{LiDAR} = 7,6621 * e^{0,0564H} \quad (4.2)$$

onde DAP_{LiDAR} é dado em cm e H é a altura em m .

A estimativa da densidade da madeira a partir dos dados de LiDAR foi realizada através de regressão entre a densidade da madeira ponderada pela área basal com a altura média do LiDAR de cada parcela (Equação 4.3). A ponderação da densidade da madeira foi feita através do produto da densidade da madeira pela área basal de cada indivíduo, dividido pela soma da área basal de cada parcela. A equação a seguir representa o modelo encontrado ($R^2 = 0,02$):

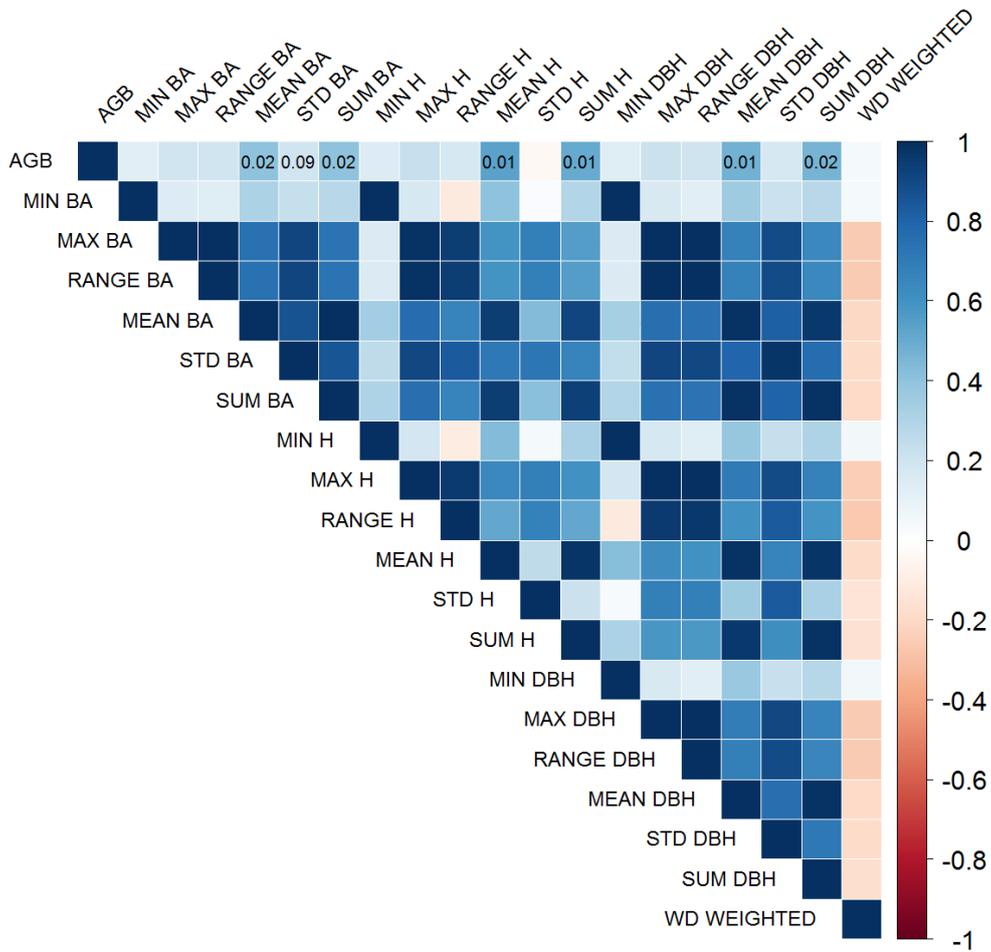
$$WD = 0,0007H_{LiDAR} + 0,6268 \quad (4.3)$$

onde WD é a densidade da madeira e H_{LiDAR} é a altura do LiDAR em m .

De posse dos 20 parâmetros, foram analisadas suas correlações com a biomassa flo-

restal de campo. A Figura 4.12 mostra um quadro com a correlação encontrada entre cada variável com a biomassa de campo. Nessa figura, a intensidade da tonalidade azul indica maior correlação entre os dados.

Figura 4.12 - Quadro de correlação entre variáveis estimados de LiDAR e biomassa de campo.



Foi escolhida uma equação com 7 variáveis a partir da análise do número de parâmetros, do R^2 e do RMSE (Tabela 4.4).

Os parâmetros selecionados foram: a altura média, a soma da altura, a média do DAP, a soma da área basal, a soma do DAP, o desvio padrão da área basal, o desvio padrão do DAP e o valor máximo da área basal. A Equação 4.4 apresenta a equação de biomassa obtida:

$$\begin{aligned}
AGB_{est} = & - 145900 - (3,442 * DBH_{soma}) + (752,5 * BA_{soma}) \\
& - (29040 * H_{média}) + (115600 * BA_{std}) - (8290 * DBH_{std}) \quad (4.4) \\
& - (6199000 * BA_{média}) + (49660 * DBH_{média})
\end{aligned}$$

onde AGB_{est} é a biomassa florestal estimada em $kg\ 2500/m^2$, DBH_{soma} é a soma de DAP em cm , BA_{soma} é a soma de área basal $cm^2/2500\ m^2$, $H_{média}$ é a altura média em m , BA_{std} é o desvio padrão da área basal, DBH_{std} é o desvio padrão do DAP, $BA_{média}$ é a área basal média e o $DBH_{média}$ é o DAP médio.

Tabela 4.4 - Resultados das regressões para produção do modelo para estimativa de biomassa florestal a partir de dados LiDAR.

#Parâmetros	R^2	RMSE
2	0,38	37,30
3	0,37	37,26
4	0,38	37,24
5	0,40	36,54
6	0,44	35,32
7	0,46	34,85
8	0,46	34,81
9	0,46	34,80

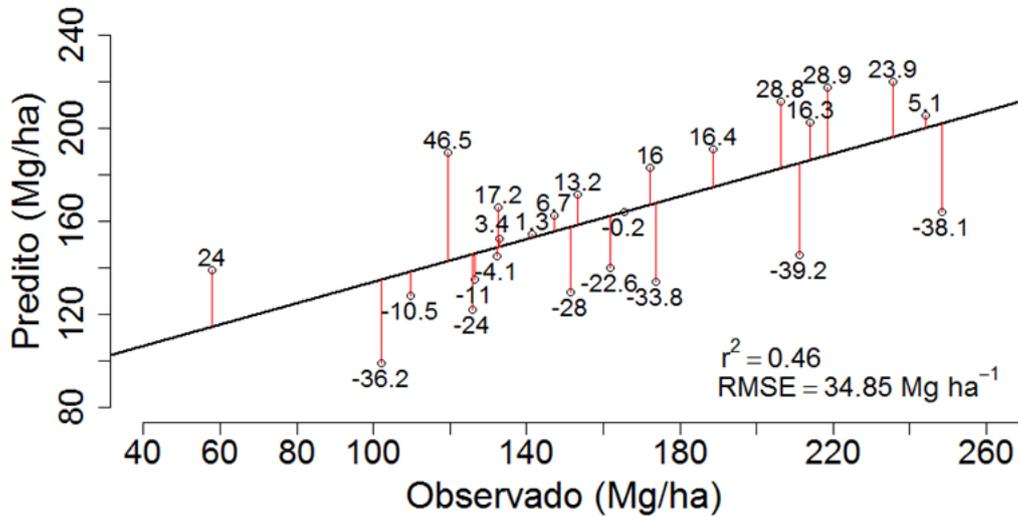
O modelo escolhido apresentou coeficiente de determinação R^2 de 0,46 e p-valor de 0,20. O modelo não foi significativo no intervalo de confiança de 95%, mas apresentou RMSE de $34,85\ Mgha^{-1}$ e erro de 21,39%.

A Figura 4.13 mostra a relação entre os valores observados e os valores preditos pelo modelo. Nesta figura, os números acima dos círculos indicam os resíduos encontrados.

4.2.3 AGB

Os dados de biomassa foram gerados primeiramente a partir da aplicação da Equação 4.4 apresentada na seção 4.2.2. Na região de RIB, foi observado um valor de biomassa média de $188,23\ Mgha^{-1}$ na área controle e de $186,09\ Mgha^{-1}$ na área queimada. Na área de Humaitá, a biomassa média é de $182,11\ Mgha^{-1}$ na área controle e de $167,66\ Mgha^{-1}$ na área queimada. Para as regiões atingidas por fogo em 2010, foi observado, para Bonal, um valor de biomassa média de $114,43\ Mgha^{-1}$ na

Figura 4.13 - Relação entre a biomassa florestal observada em campo e a predita a partir de dados LiDAR.



área controle e de $95,92 \text{ Mgha}^{-1}$ na área queimada. Para Talismã, a biomassa média foi de $180,97 \text{ Mgha}^{-1}$ na área controle e de $159,93 \text{ Mgha}^{-1}$ na área queimada. A Tabela 4.5 apresenta os dados de biomassa média e o desvio padrão para cada área de estudo, separadas em controle e queimada.

Tabela 4.5 - AGB média do LiDAR e o desvio padrão das quatro áreas de estudo. Letras diferentes indicam diferença significativa segundo teste Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$). O teste Kruskal-Wallis foi aplicado entre todos os grupos

Área	Ano	Quei- mada	AGB (Mgha^{-1})	
			Controle Média ± desvio padrão	Queimada Média ± desvio padrão
RIB	2005		$188,23 \pm 56,54^a$	$186,09 \pm 54,14^b$
Humaitá	2005		$182,11 \pm 53,65^c$	$167,66 \pm 44,11^d$
Bonal	2010		$114,43 \pm 34,85^e$	$95,92 \pm 35,99^f$
Talismã	2010		$180,97 \pm 45,86^g$	$159,93 \pm 37,24^h$

A perda total de biomassa florestal das quatro áreas de estudo foi de 9.193 Mg com uma perda média por região de 2.298 Mg . Para as áreas afetadas pelo fogo no ano de 2005, a perda média por região foi de $1.338,5 \text{ Mg}$. Nas áreas afetadas pelo fogo no ano de 2010, a perda média por região foi de 3.258 Mg . Analisando a perda de AGB por área de estudo, foi encontrada uma perda de $2,14 \text{ Mgha}^{-1}$ na

área de RIB (1,14% de redução), 14,45 $Mgha^{-1}$ para a área de Humaitá (7,93% de redução), 18,51 $Mgha^{-1}$ para Bonal (16,1% de redução) e 21,04 $Mgha^{-1}$ para Talismã (11,63% de redução).

Pelo teste Kruskal-Wallis, foi observado o oposto dos resultados de AGB encontrados com os dados de campo. Nos dados LiDAR, foi encontrada diferença significativa entre as áreas CA e as áreas BA-2005 e CA-2010 (p-valor<0,001).

As Figuras 4.14, 4.15, 4.16 e 4.17, apresentam os mapas de biomassa e o histograma das áreas imageadas pelo LiDAR. Esses dados foram reamostrados para uma grade regular de 50 x 50 *m* para serem comparáveis com os dados de campo.

Figura 4.14 - Mapa de AGB (acima) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (abaixo) para Humaitá. Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.

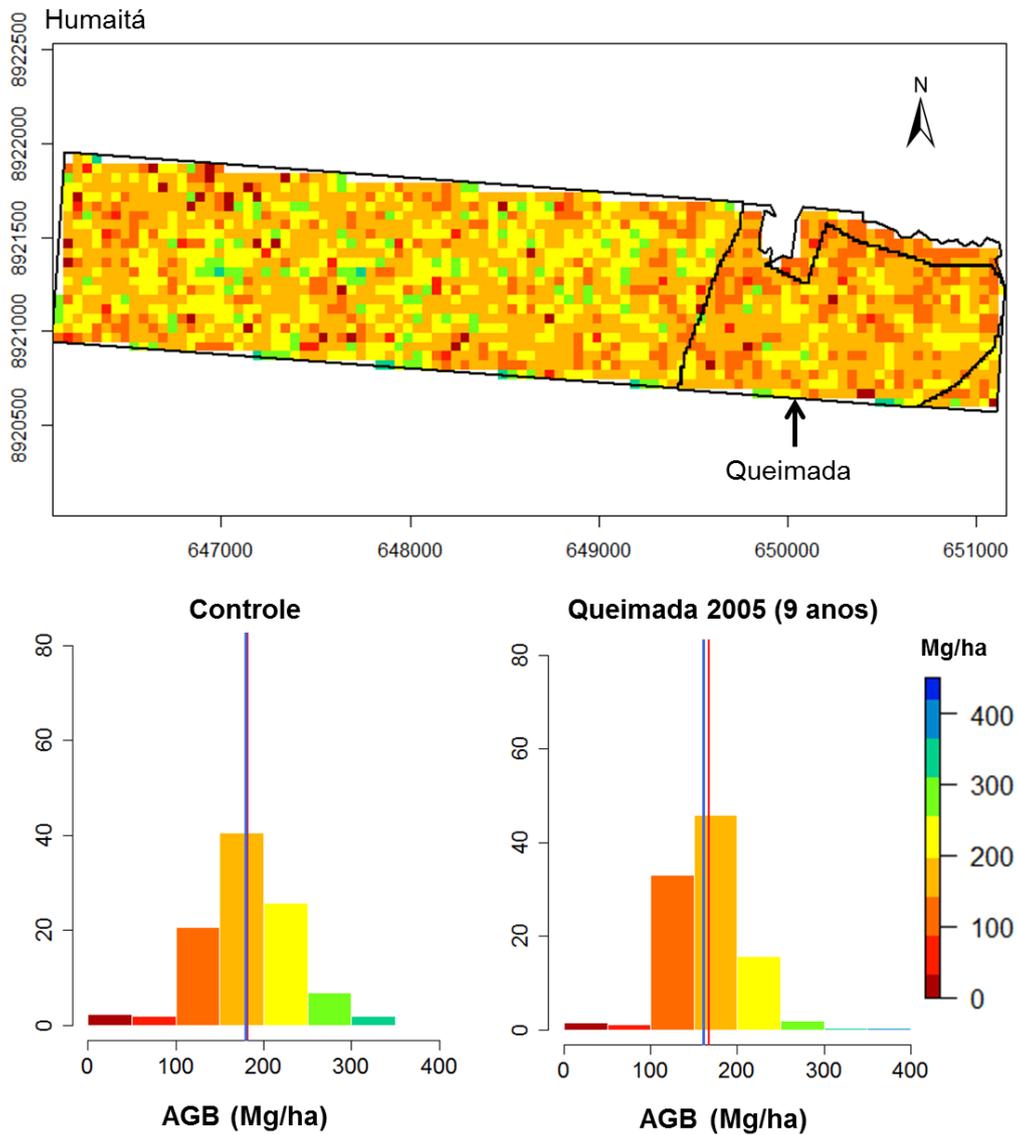


Figura 4.15 - Mapa de AGB (acima) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (abaixo) para RIB. Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.

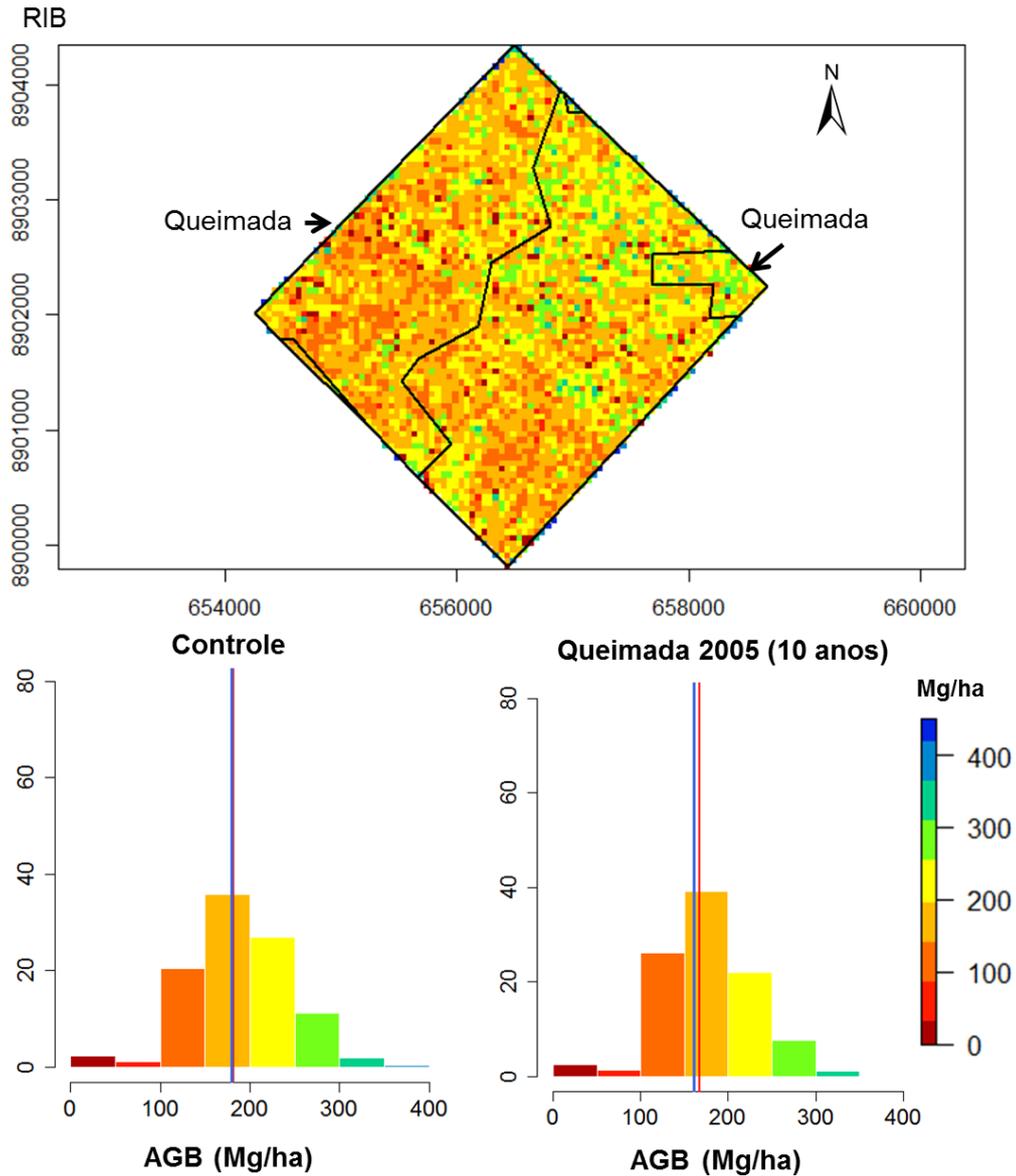


Figura 4.16 - Mapa de AGB (acima) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (abaixo) para Bonal. Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.

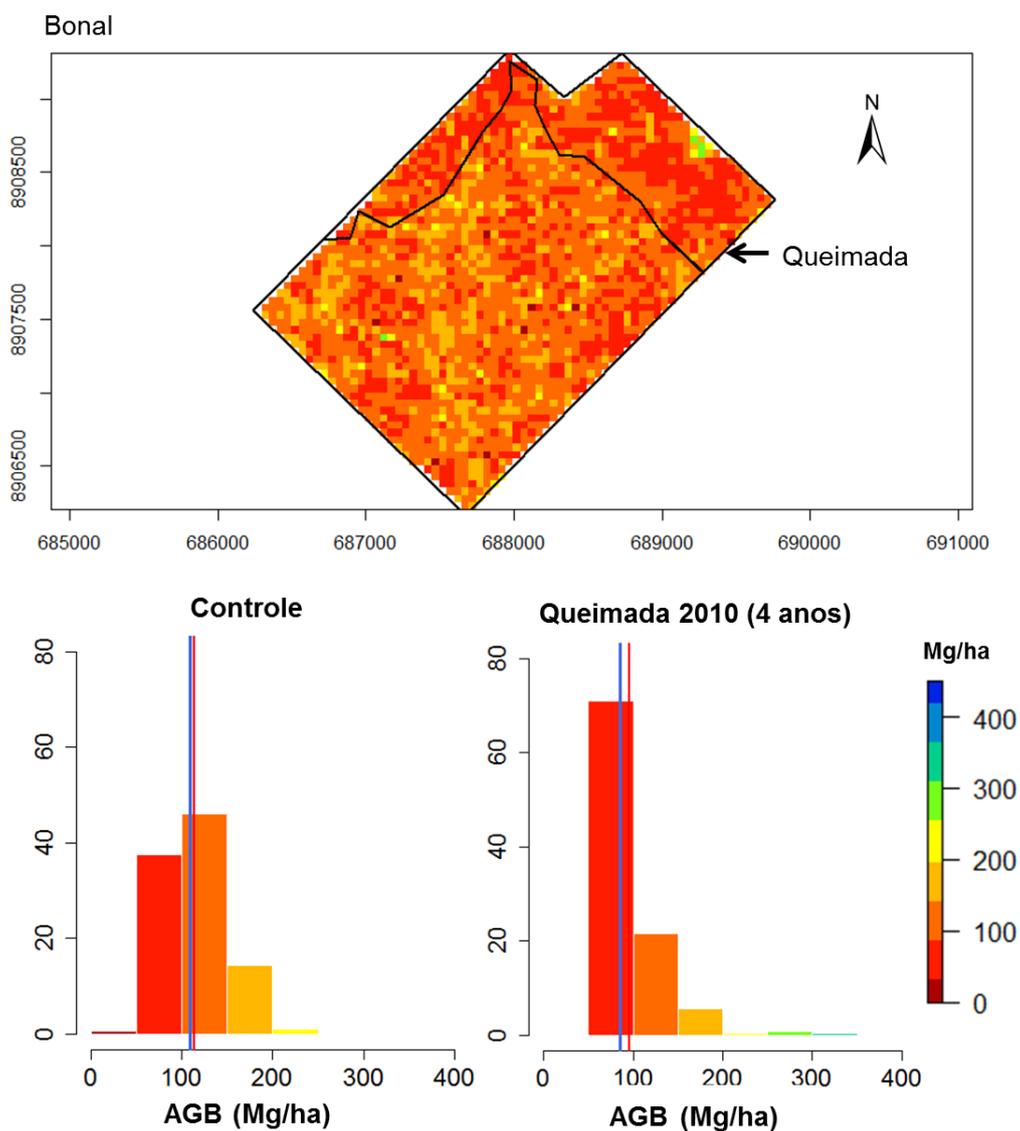
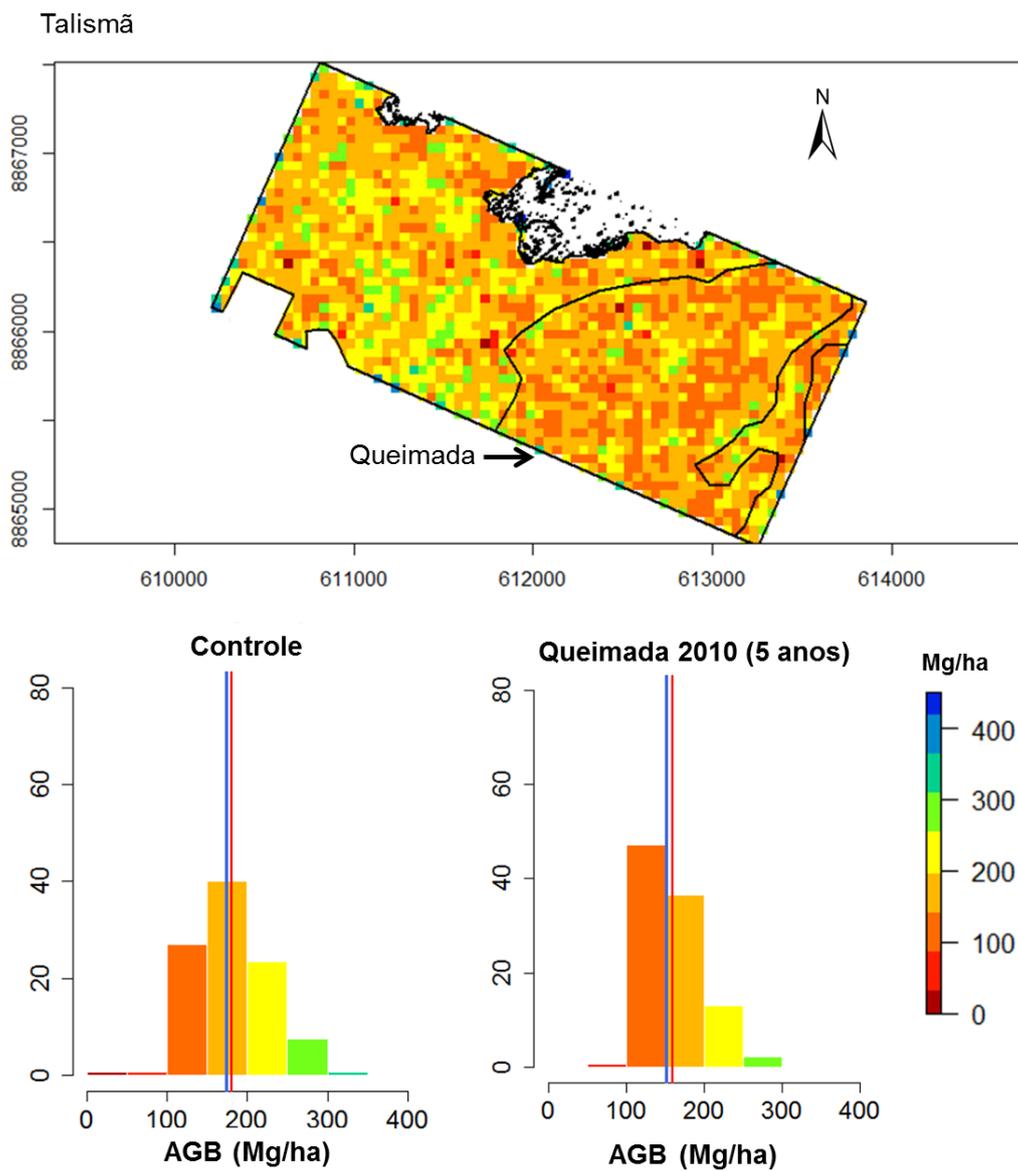
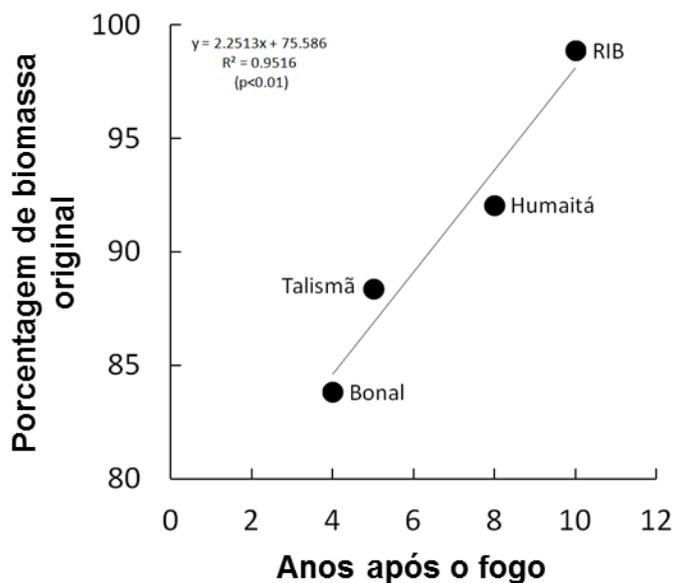


Figura 4.17 - Mapa de AGB (acima) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (abaixo) para Talismã. Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.



Analisando os valores de biomassa florestal do LiDAR em relação ao tempo (anos) após a ocorrência do fogo, foi possível observar que a porcentagem de perda de biomassa foi de 25% com uma taxa de recuperação de 2,25% por ano (Figura 4.18).

Figura 4.18 - Relação entre a porcentagem de biomassa florestal original e os anos após o fogo, baseados nos dados LiDAR. Círculos pretos correspondem a cada área de estudo.



Aplicando a equação de Longo et al. (2016) nos dados de LiDAR (Equação 3.4), os resultados encontrados mostraram uma perda total de AGB de 16.706,3 Mg e uma perda média por região de 4.176,6 Mg . Para as áreas de ocorrência do fogo no ano de 2005, a perda média foi de 2.890 Mg e para as áreas de ocorrência de fogo no ano de 2010, a perda média foi de 3.615 Mg . Para a área de RIB, foi observada uma perda de 8,99 $Mgha^{-1}$ (6,71% de redução), de 15,07 $Mgha^{-1}$ para a área de Humaitá (13,66% de redução), de 20,39 $Mgha^{-1}$ para Bonal (17,89% de redução) e de 23,47 $Mgha^{-1}$ para Talismã (22,69% de redução). A Tabela 4.6 apresenta os dados de biomassa média e o desvio padrão de cada área de estudo, separados em controle e queimada.

Pelo teste Kruskal-Wallis, foi observado que existe diferença significativa entre as áreas CA e BA-2005 e BA-2010 (p -valor < 0,001). Portanto, as áreas queimadas ainda não recuperaram a biomassa perdida após a ocorrência do fogo. O mesmo resultado foi encontrado com o uso da equação de biomassa florestal desenvolvida neste trabalho.

Tabela 4.6 - AGB média do LiDAR e o desvio padrão das quatro áreas de estudo calculadas com a equação de Longo et al. (2016) (Equação 3.4). Letras diferentes indicam diferença significativa segundo teste Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$). O teste Kruskal-Wallis foi aplicado entre todos os grupos.

Área	Ano Queimada	AGB ($Mgha^{-1}$)	
		Controle Média \pm desvio padrão	Queimada Média \pm desvio padrão
RIB	2005	134,03 \pm 50,6 ^a	125,04 \pm 46,89 ^b
Humaitá	2005	110,35 \pm 35,44 ^c	95,28 \pm 32,60 ^d
Bonal	2010	113,95 \pm 34,37 ^e	93,56 \pm 30,97 ^f
Talismã	2010	103,46 \pm 34,20 ^g	79,99 \pm 32,72 ^h

As Figuras 4.19, 4.20, 4.21 e 4.22, apresentam os mapas de biomassa e o seu histograma das áreas imageadas pelo LiDAR. Esses dados foram reamostrados para uma grade regular de 50 x 50 m.

Comparando os dados de biomassa estimada pela equação desenvolvida nesse trabalho com a de Longo et al. (2016), foi observado que a nossa equação apresentou menor erro de estimativa para as áreas controle ($RMSE = 51,05 Mgha^{-1}$) e para as áreas queimadas ($RMSE = 36,16 Mgha^{-1}$). Apesar do maior erro de estimativa com a equação de Longo et al. (2016) ($RMSE_{controle} = 64,2 Mgha^{-1}$ e $RMSE_{queimada} = 54,62 Mgha^{-1}$), os resultados obtidos com a equação desses autores são constantes na subestimação da biomassa florestal. A Figura 4.23 apresenta os valores de biomassa florestal medidos em campo, a biomassa estimada pela equação desenvolvida neste trabalho e a biomassa estimada pela equação de Longo et al. (2016), para as áreas controle e as áreas queimadas, respectivamente.

Figura 4.19 - Mapa de AGB (esquerda) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (direita) para Humaitá obtidos a partir da equação de Longo et al. (2016) (Equação 3.4). Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.

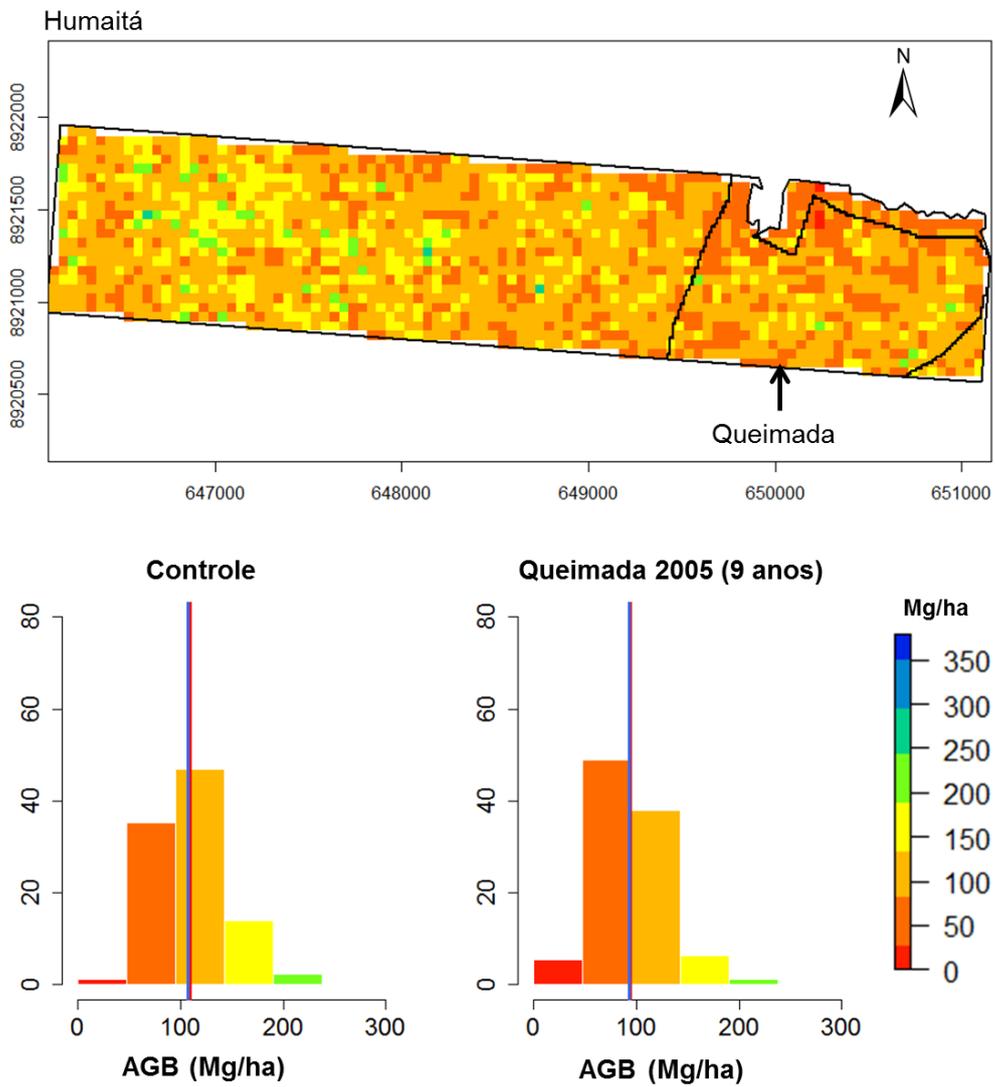


Figura 4.20 - Mapa de AGB (acima) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (abaixo) para RIB obtidos a partir da equação de Longo et al. (2016) (Equação 3.4). Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.

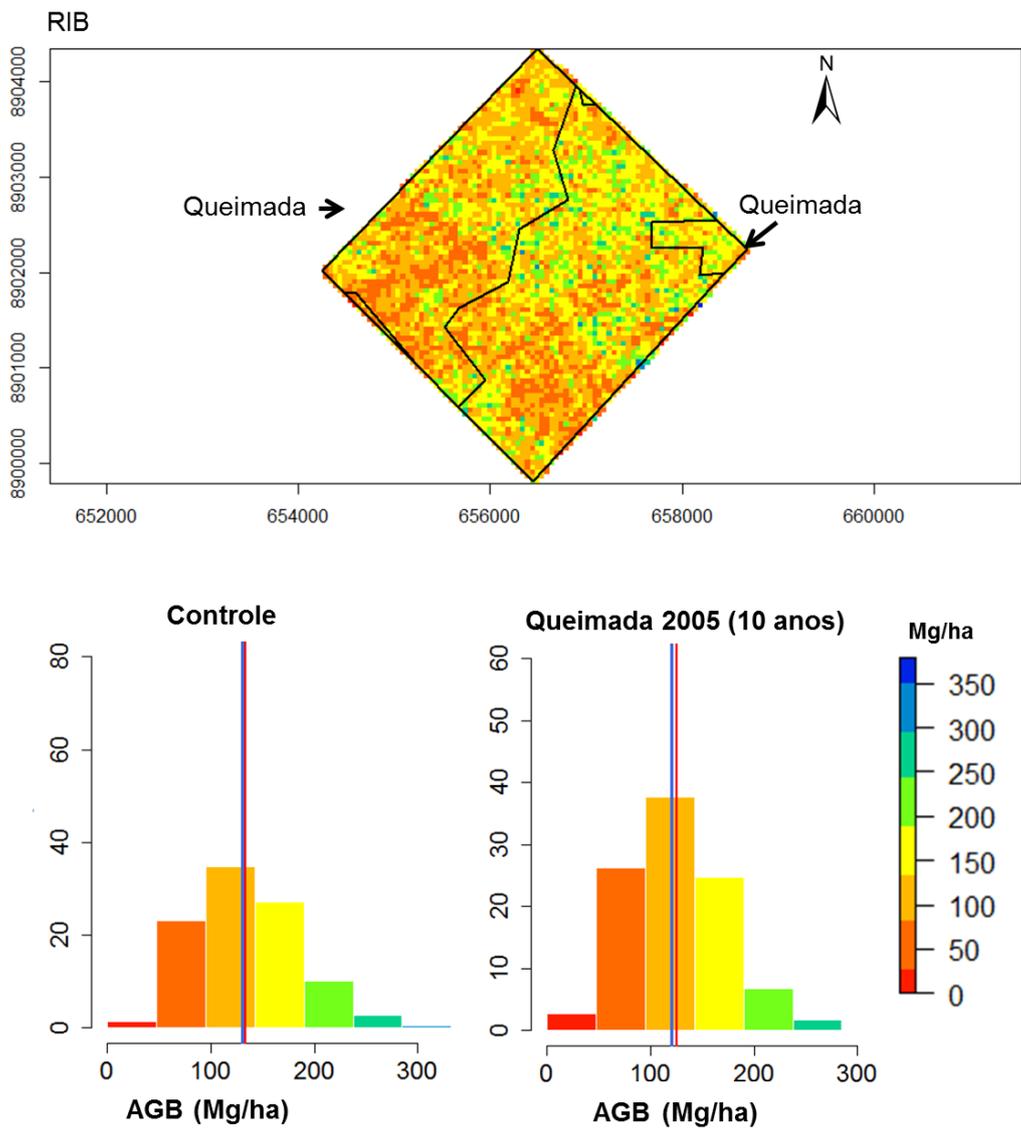


Figura 4.22 - Mapa de AGB (acima) e o histograma da distribuição de AGB das áreas controle e queimada (abaixo) para Talismã obtidos a partir da equação de Longo et al. (2016) (Equação 3.4). Nos histogramas as linhas vermelhas são as AGB médias e as linhas azuis são as AGB medianas.

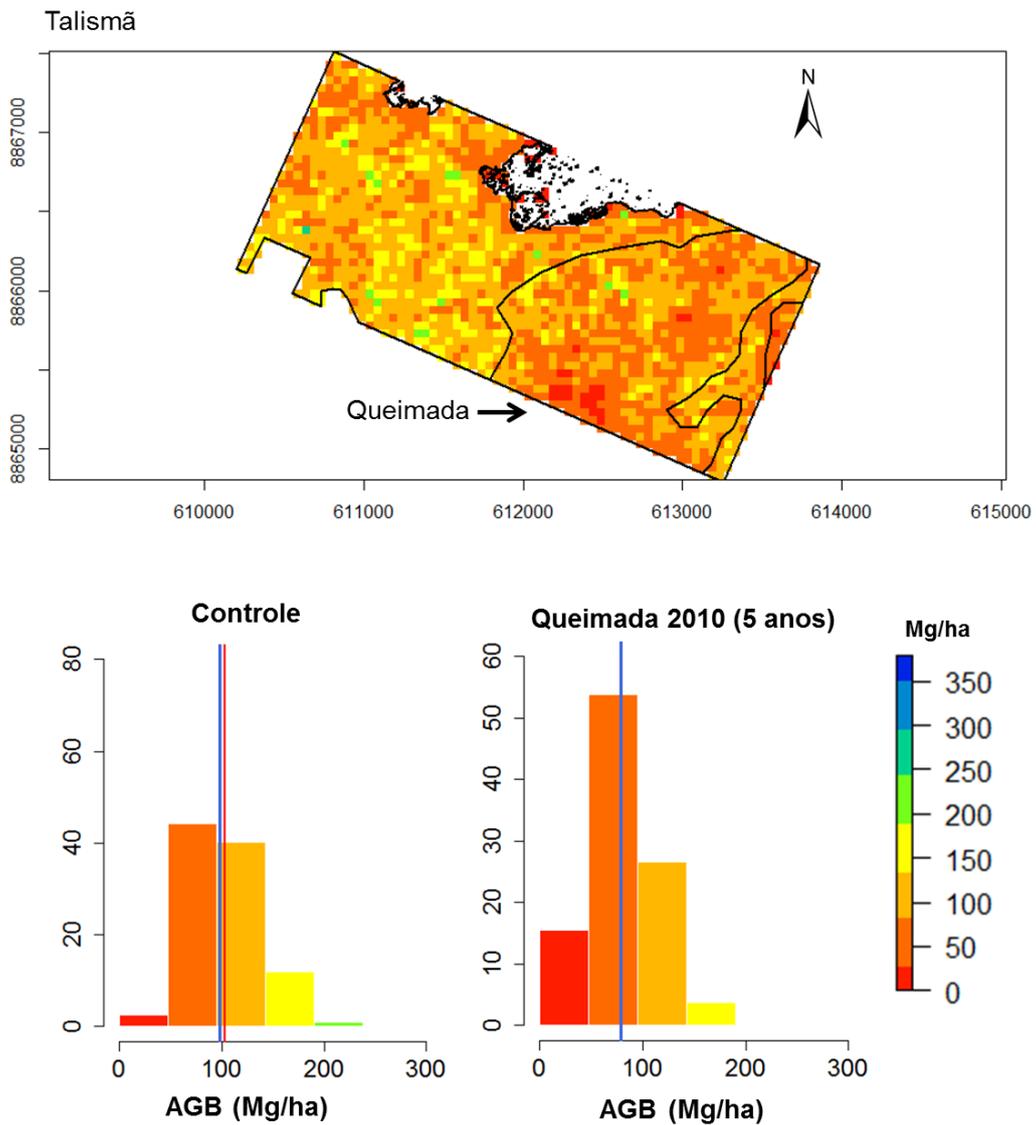
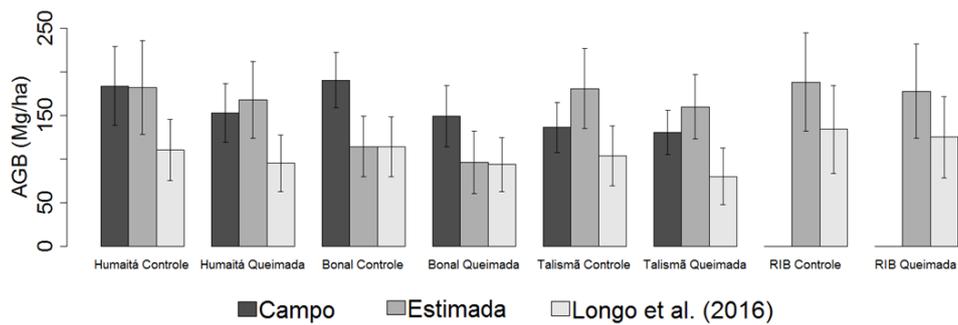


Figura 4.23 - Biomassa florestal das áreas queimadas e das áreas controle de cada área de estudo. Barras cinza-escuro são os dados de campo, barras cinza são os dados estimados pela nossa equação e as barras cinza-claro são os dados estimados pela equação de Longo et al. (2016).



4.2.4 Áreas de clareiras e áreas emergentes

A Tabela 4.7 resume os resultados encontrados de porcentagem de área de clareira e de áreas das copas emergentes para cada área de estudo, separados em área de controle e de queimada. A primeira coluna indica as regiões de estudo, enquanto que a segunda e terceira colunas apresentam, respectivamente, a área total de clareira e emergentes encontradas em cada região. As duas próximas colunas, quarta e quinta, apresentam o percentual em relação à área total (controle ou queimada) excluindo as regiões desmatadas. Essas áreas foram excluídas dos cálculos das áreas de clareiras, uma vez que não são mais áreas de floresta. A última coluna dessa tabela apresenta a área total descontada a área desmatada.

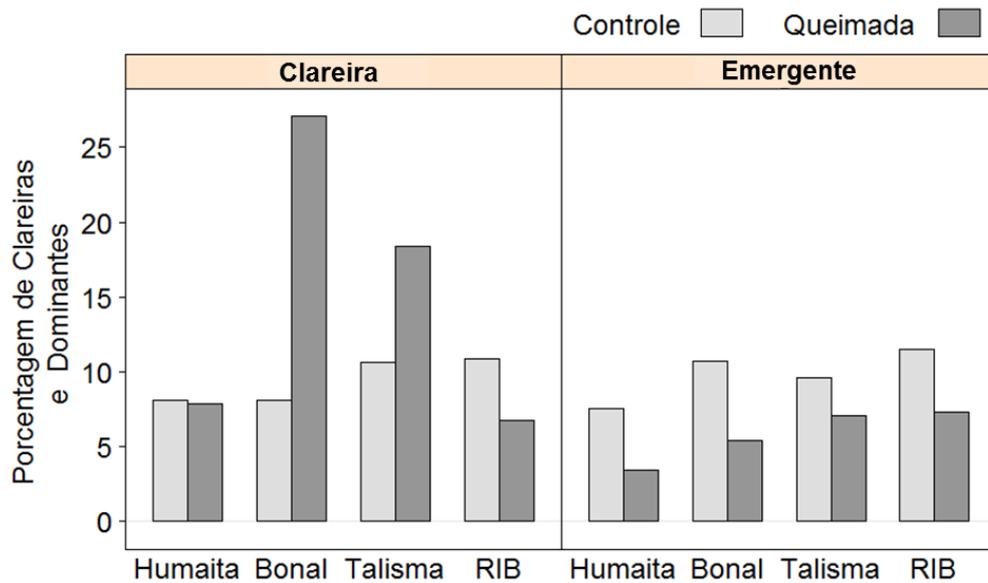
Tabela 4.7 - Área total de clareira e de regiões emergentes nas regiões afetadas e não afetadas pelo fogo.

Controle					
	Clareira (ha)	Emergente (ha)	Clareira (%)	Emergente (%)	Área analisada (sem desmata- mento)
RIB	48,11	50,77	10,88	11,48	442,14
Humaitá	30,57	28,37	8,11	7,53	377
Bonal	34,48	45,46	8,13	10,72	424
Talismã	29,28	26,34	10,65	9,58	275
Queimada					
	Clareira (ha)	Emergente (ha)	Clareira (%)	Emergente (%)	Área analisada (sem desmata- mento)
RIB	37,70	40,61	6,76	7,29	557,86
Humaitá	13,52	5,86	7,83	3,39	120
Bonal	40,57	8,09	27,05	5,39	150
Talismã	32,64	12,56	18,34	7,05	178

Desses resultados (Tabela 4.7), destaca-se a área de Bonal (queimada em 2010) que apresentou a maior porcentagem de clareiras (27,04%) entre as áreas queimadas. As áreas de RIB e Humaitá, queimadas em 2005, apresentaram os menores percentuais de áreas de clareias, com 6,76% e 7,83%, respectivamente.

Para as áreas das copas emergentes, as áreas de controle apresentaram maiores porcentagens em relação às áreas queimadas para as quatro regiões de estudo (Figura 4.24).

Figura 4.24 - Porcentagem total de área de clareira e emergentes das áreas de controle (cinza-claro) e das áreas queimadas (cinza-escuro) para cada área de estudo.



Com relação à distribuição de tamanho das clareiras, as áreas queimadas em 2005 (Humaitá e RIB) não apresentaram diferença significativa entre a distribuição de tamanho das clareiras das áreas queimadas com as áreas controle (p -valor $> 0,05$). As áreas queimadas nos anos de 2010 (Bonal e Talismã) diferem na distribuição do tamanho das clareiras entre as áreas queimadas e controle (p -valor $< 0,05$), para o nível de significância de 95%.

No geral, a maior parte do tamanho das clareiras variou de 4-250 m^2 e poucas clareiras apresentaram tamanhos maiores que 250 m^2 . As Figuras 4.25, 4.26, 4.27 e 4.28 apresentam o gráfico de distribuição de tamanho das clareiras das áreas queimadas e controle das quatro áreas de estudo.

A Figura 4.29 apresenta o mapa das áreas de clareiras e das árvores emergentes sobre a imagem de altura do LiDAR. Nesta figura, as áreas escuras representam as áreas desmatadas, as quais foram excluídas para o cálculo do percentual de clareiras.

Figura 4.25 - Porcentagem de clareiras por área em m^2 das áreas queimadas e das áreas controle de Humaitá. O eixo horizontal é apresentado em escala logarítmica.

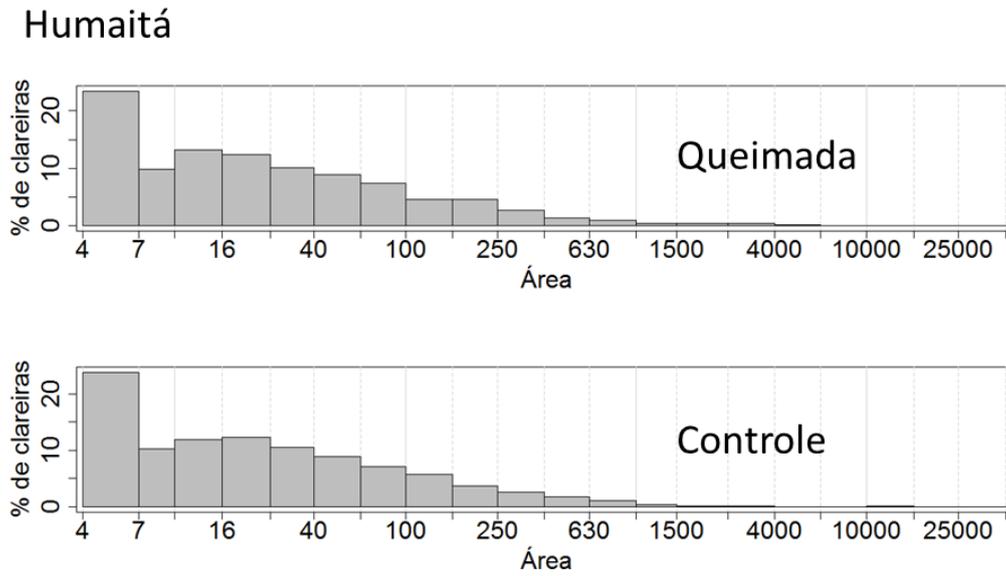


Figura 4.26 - Porcentagem de clareiras por área em m^2 das áreas queimadas e das áreas controle de RIB. O eixo horizontal é apresentado em escala logarítmica.

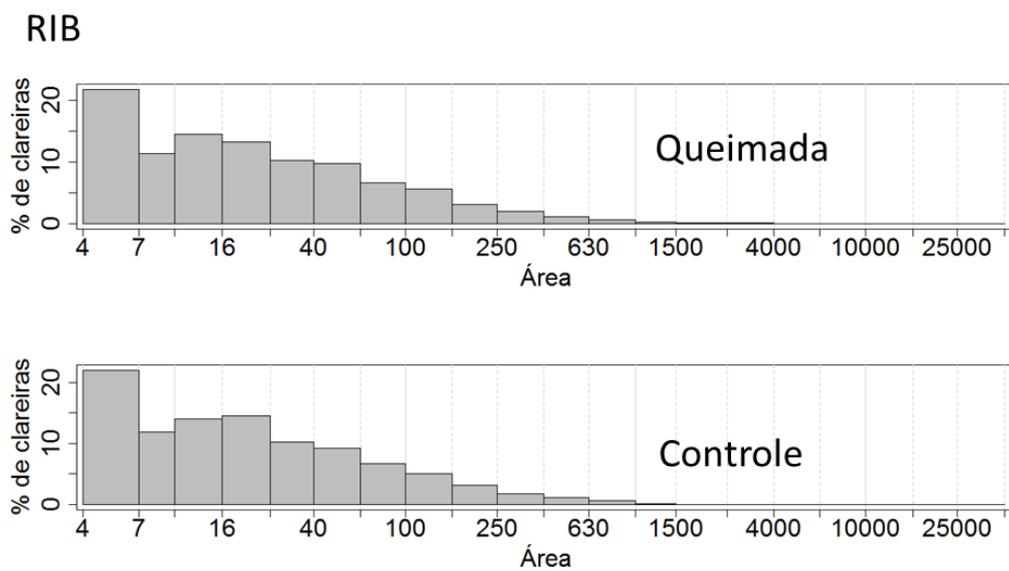


Figura 4.27 - Porcentagem de clareiras por área em m^2 das áreas queimadas e das áreas controle de Bonal. O eixo horizontal é apresentado em escala logarítmica.

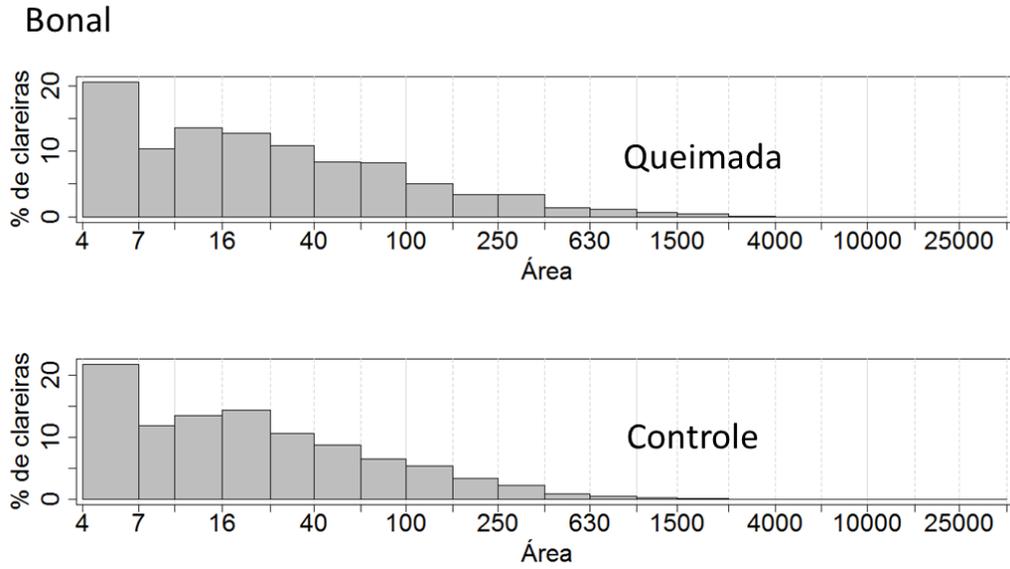


Figura 4.28 - Porcentagem de clareiras por área em m^2 das áreas queimadas e das áreas controle de Talismã. O eixo horizontal é apresentado em escala logarítmica.

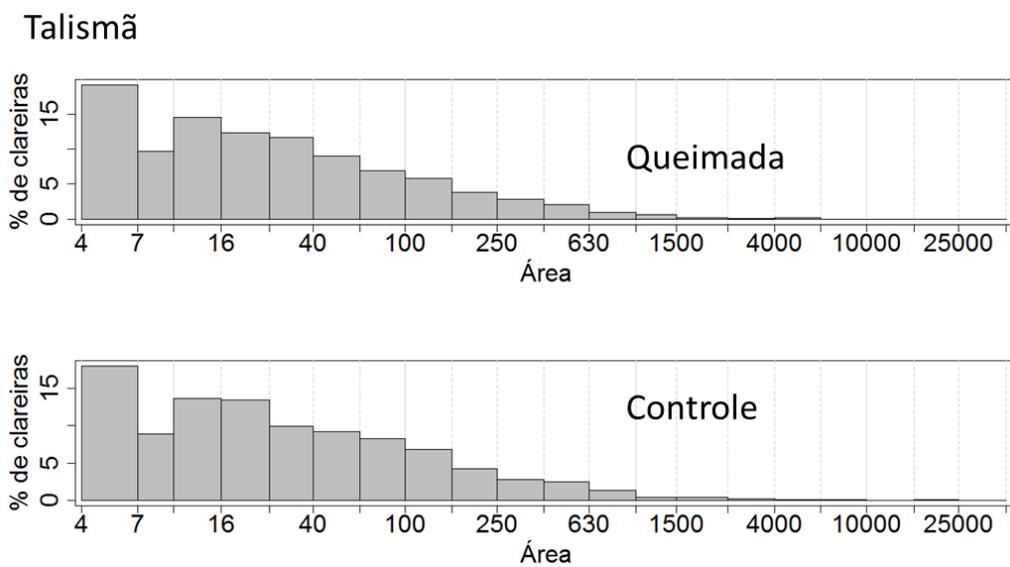
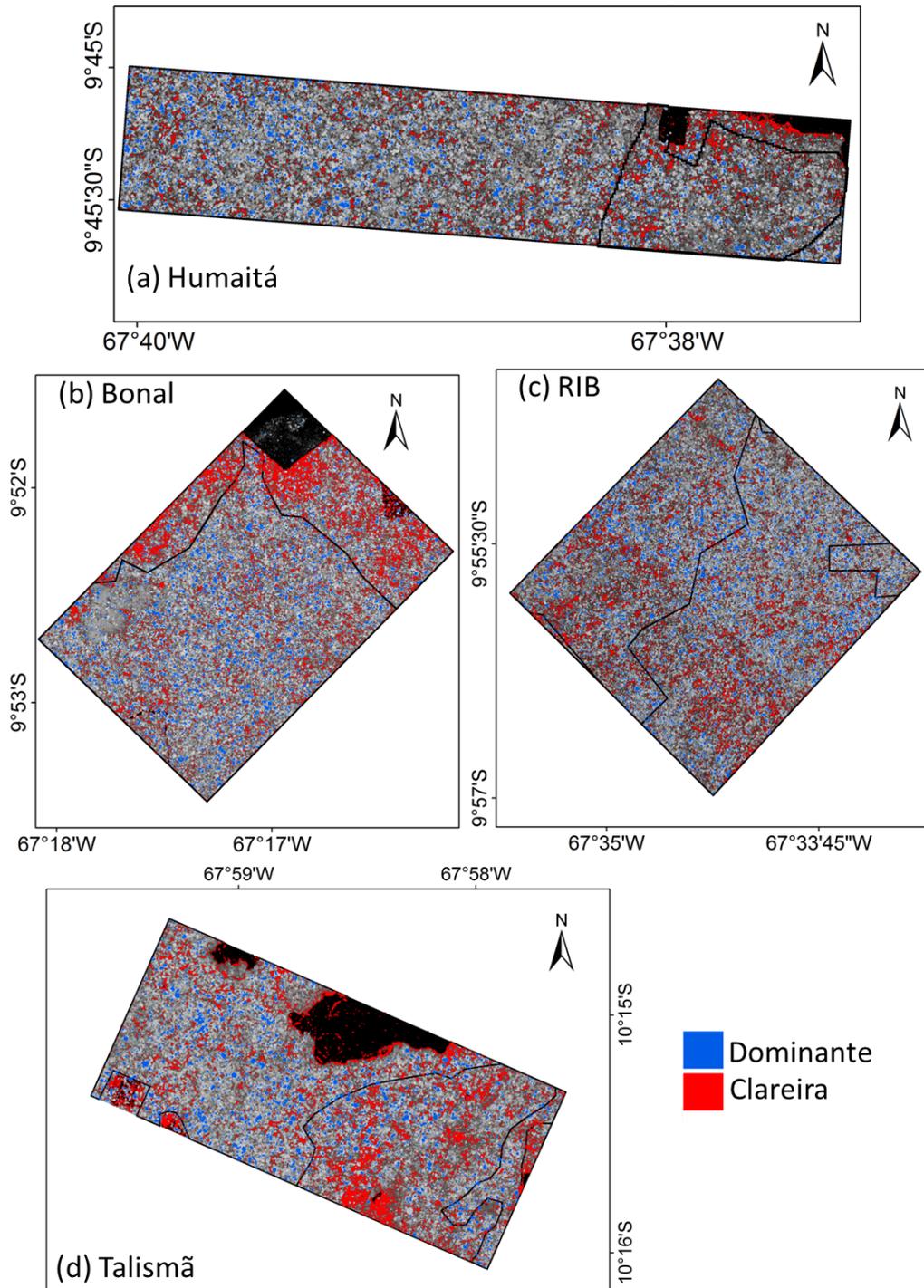
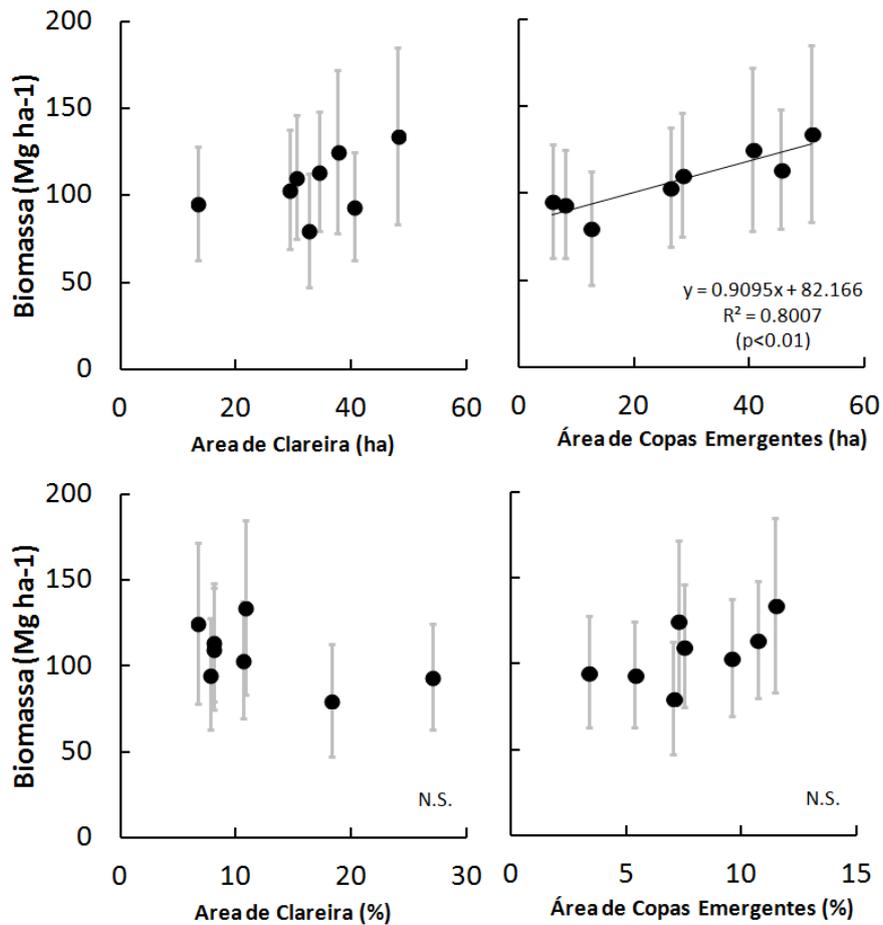


Figura 4.29 - Mapas das áreas de clareiras (polígonos vermelhos) e das árvores emergentes (polígonos azuis) sobre a imagem de altura do LiDAR (tons de cinza). (a) Humaitá, (b) Bonal, (c) RIB e (d) Talismã.



Analisando a relação entre a área de árvores emergentes (*ha*) e a biomassa obtida com os dados de LiDAR, verifica-se que as árvores emergentes explicam 80% da variação de biomassa florestal das quatro áreas estudadas (Figura 4.30).

Figura 4.30 - Relação entre a área (*ha*) de clareira e de árvores emergentes com a biomassa florestal do LiDAR ($Mgha^{-1}$) das áreas queimadas e controle das quatro áreas de estudo.



5 DISCUSSÕES

5.1 Impacto do fogo observado pela análise de dados de campo

Os resultados encontrados neste trabalho são similares aos resultados apresentados nos estudos de Pinard et al. (1999), Barlow et al. (2003a), NIEUWSTADT e SHEIL (2005), Barlow et al. (2012) e Devisscher et al. (2016), os quais também analisaram o impacto do fogo na estrutura de florestas.

No início do trabalho, foi levantada a hipótese de que a distribuição diamétrica das áreas atingidas por fogo, no ano de 2005 (BA-2005), apresentaria distribuição diamétrica similar às áreas CA. Este resultado, foi verificado com os dados de campo. Esse padrão de distribuição diamétrica era esperado, pois nove anos após a ocorrência do fogo, a vegetação já regenerou no interior das clareiras formadas pela mortalidade dos indivíduos após a queima (BARLOW et al., 2003a).

Analisando a distribuição diamétrica separadamente em classes, foi observado que o grupo de indivíduos de menores diâmetros possuem $10 \leq \text{DAP} \leq 25 \text{ cm}$. Além disso, observa-se que há dois comportamentos distintos entre os demais indivíduos com $\text{DAP} > 25 \text{ cm}$. Os indivíduos com $25 < \text{DAP} \leq 40 \text{ cm}$ possuem o comportamento esperado pelo grupo denominado de maiores diâmetros nas hipóteses. Para as classes de diâmetro de $\text{DAP} > 40 \text{ cm}$ não foram observadas diferenças entre as três áreas (CA, BA-2005 e BA-2010). Esse mesmo resultado foi encontrado no trabalho de Barlow et al. (2012). Esse resultado pode estar relacionado com o menor número de árvores nessas classes de diâmetro e, com isso, há uma redução nas chances de serem queimadas. Outro fator que pode ter influenciado esses resultados, é o fato do fogo ter ocorrido no sub-bosque e não ter sido suficiente para causar a mortalidade desses indivíduos.

A partir da comparação das classes de pequeno diâmetro de BA-2010 com CA, foi observado que BA-2010 está regenerando e apresenta maiores taxas de recrutamento. Na classe de diâmetro entre $25 \leq \text{DAP} \leq 30 \text{ cm}$, as áreas BA-2010 apresentaram maior número de indivíduos em relação a BA-2005. Esse resultado pode ser devido à perda tardia desses indivíduos após a ocorrência do fogo (BARLOW et al., 2003a; NIEUWSTADT; SHEIL, 2005; BRANDO et al., 2016).

A partir dos dados de campo a ordem de altura média encontrada foi: $H_{\text{controle}}^{\text{média}} > H_{2005}^{\text{média}} > H_{2010}^{\text{média}}$. Os resultados demonstraram que CA e BA-2005 não apresentam diferença significativa em relação à distribuição de altura. Esse resultado mostra

que, nove anos após o fogo, a área queimada em 2005 já regenerou e recuperou com relação à altura dos indivíduos. Para BA-2010, quatro anos após a ocorrência do fogo, a área ainda está no processo de regeneração, apresentando menor valor de altura média em relação às demais áreas. Esses resultados seguiram as hipóteses centrais desse trabalho.

A partir das hipóteses desse trabalho, com relação aos dados de biomassa, esperávamos que BA-2005 apresentasse valores de biomassa similares a CA. Além disso, que as áreas BA-2010 apresentassem menores valores de biomassa florestal do que as áreas CA. Esses resultados foram encontrados e seguiram o mesmo padrão de distribuição dos dados de altura, uma vez que os dados de biomassa são diretamente correlacionados com esse atributo.

5.2 Impacto do fogo observado pela análise de dados LiDAR

Os resultados obtidos a partir dos dados de LiDAR seguiram a sequência dos resultados de campo ($H_{controle}^{média} > H_{2005}^{média} > H_{2010}^{média}$). Entretanto, a partir dos dados LiDAR, foram encontradas diferenças significativas entre as distribuições de altura das áreas queimadas no ano de 2005 e as áreas CA.

A média de biomassa florestal do LiDAR ($166,4 \pm 34,8 \text{ Mgha}^{-1}$) das quatro áreas de estudo é menor do que a média de biomassa estimada para as áreas de floresta da Amazônia, como por exemplo, de $305,3 \text{ Mgha}^{-1}$ de Nogueira et al. (2008), de $318,4 \text{ Mgha}^{-1}$ de Saatchi et al. (2011) e de $290,5 \text{ Mgha}^{-1}$ de Baccini et al. (2012). Entretanto, os valores de biomassa florestal obtidos através dos dados LiDAR foram consistentes com os dados de campo. Os dados LiDAR mostraram que a perda inicial de biomassa florestal pode afetar 25% os valores da biomassa original com uma taxa de recuperação de 2,25% ao ano.

Utilizando a equação de Longo et al. (2016), também foi encontrado um baixo valor de biomassa média ($114,45 \pm 43,66 \text{ Mgha}^{-1}$), também consistentes com os dados observados através do inventário florestal. Os valores de AGB encontrados com a equação produzida neste trabalho e com a equação de Longo et al. (2016), são consistentes com os valores de outras áreas de floresta com presença de bambu (HOUGHTON et al., 2001; SALIMON et al., 2011; BARLOW et al., 2012; RÉJOU-MÉCHAIN et al., 2015). Diversos autores associam os baixos valores de biomassa florestal em florestas da Amazônia Ocidental à presença de bambu nessas regiões (ESPÍRITO-SANTO et al., 2003b; BARLOW et al., 2012; SILVA et al., 2015). A presença de bambu tende a reduzir a densidade e a área basal das árvores (BUDKE et al., 2010; CARVALHO et al., 2013)

e restringem o desenvolvimento de biomassa florestal devido à retroalimentação negativa com o recrutamento, o crescimento e a sobrevivência dos outros indivíduos (GONZALEZ et al., 2002; CAMPANELLO et al., 2007). O recrutamento de indivíduos é suprimido pela baixa densidade de mudas e plântulas (TAYLOR et al., 2004; GAGNON, 2008; MARCHESINI et al., 2009; MONTTI et al., 2014).

Os dados de LiDAR, foram consistentes com os dados de campo, mostrando que quanto maior a área coberta por indivíduos emergentes (árvores emergentes) maior a biomassa florestal das áreas de estudo. Cerca de 80% da variação de biomassa na região estudada pode ser explicada pela área de copa das árvores emergentes. Os indivíduos maiores concentram a maior fração da biomassa como observado em diversos estudos de campo (SLIK et al., 2013; CHAVE et al., 2014; BRANDO et al., 2016).

5.3 Análise das áreas de clareiras e áreas emergentes

Nas áreas afetadas pelo fogo em 2010, as porcentagens de clareiras nas áreas queimadas foram maiores em relação às encontradas para as áreas de controle. O inverso foi observado para as áreas queimadas em 2005. A diferença entre as regiões de controle e queimadas são reduzidas, não indicando grandes variações. Foi observada uma redução do número de abertura de dossel nas áreas afetadas pelo fogo em 2005.

A área de Bonal (queimada em 2010), que apresentou as maiores perdas de biomassa florestal nos dados de campo e do LiDAR, foi a área com maior porcentagem de clareiras (27,04%) entre as áreas queimadas. As áreas de RIB e Humaitá (queimadas em 2005) apresentaram os menores percentuais de área de clareiras (6,76% e 7,83%). Este fato pode estar relacionado ao maior tempo que a floresta teve para se recuperar após a ocorrência do fogo (8 e 10 anos).

Nos nossos resultados, não foi observada diferença significativa entre distribuição dos tamanhos das clareiras das áreas queimadas em 2005 (RIB e Humaitá) com relação às áreas não queimadas. Esses resultados indicam que já houve regeneração nas áreas de clareiras dessas localizações. Apesar do número de clareiras das áreas queimadas ser compatível com as áreas controle, é importante que se analise quais espécies regeneraram nas áreas de clareiras. O bambu, presente em abundância nas regiões de estudo, pode ter influenciado esses resultados. Como apresentado na seção 2.5, o bambu apresenta rápida regeneração, podendo predominar nas áreas de clareiras. As lianas também podem influenciar esses resultados, pois também apresentam regeneração rápida, sendo beneficiadas pelas mudanças climáticas no interior das áreas de clareiras. Outra consequência do predomínio dessas espécies no interior das

clareiras é a redução da altura do dossel florestal (FOSTER et al., 2008; SCHNITZER et al., 2014).

As áreas queimadas nos anos de 2010 (Bonal e Talismã) apresentaram diferença significativa entre a distribuição de tamanho das áreas de clareiras das regiões queimadas com relação às regiões controle. Esses resultados mostram que, diferentemente das áreas queimadas em 2010, ainda não se recuperaram, o que pode ser causado pelo menor tempo passado após a ocorrência do fogo. Outra análise importante das áreas de clareiras é avaliar a biomassa florestal que foi perdida nessas áreas. Em nossas análises, a partir dos dados de LiDAR, a perda de biomassa florestal nas áreas queimadas foi baixa. Entretanto, os baixos valores de perda de biomassa florestal, nas áreas de clareiras, são maiores do que o ganho com o recrutamento de novos indivíduos (TYMEN et al., 2016). Por isso, ainda é possível observar diferenças significativas entre a biomassa florestal das áreas queimadas em relação às áreas controle, até dez anos após a ocorrência das queimadas. Em áreas de ocorrência de fogo, podem ser observados até duas vezes mais áreas de clareiras quando comparadas com áreas não queimadas (ALMEIDA et al., 2016). Em nosso estudo, foi observado um aumento entre 6% e 3% de clareiras, quando observadas as áreas com 3 e 5 anos após a queima da floresta. É importante avaliar a relação entre o ganho e a perda de biomassa florestal nas áreas queimadas, para que se possa observar se as perdas são compensadas pela regeneração e recrutamento de novos indivíduos. Em áreas de ocorrência de distúrbios naturais, de pequenas ou maiores escalas, a mortalidade dos indivíduos é compensada pelo acúmulo de biomassa florestal através do crescimento dos indivíduos. Este fato reforça a inferência de que a Floresta Amazônica é um sumidouro de carbono (ESPÍRITO-SANTO et al., 2014).

5.4 Implicações do uso de LIDAR para avaliação do impacto do fogo

É interessante notar que o LiDAR permitiu detectar as mudanças de altura e biomassa florestal de até 10 anos após a ocorrência do fogo, o que não foi possível com os dados de campo. A diferença dos resultados encontrados entre os dados de campo e os dados de LiDAR, podem estar relacionados com o baixo número amostral dos dados de campo. A partir dos dados coletados pelo LiDAR foi possível avaliar uma área amostral maior, o que nos permitiu analisar a variação na estrutura e a perda de biomassa após a ocorrência de distúrbios causados pelo fogo. Os resultados obtidos com os dados de LiDAR se mostraram mais consistentes com os dados de estudos que serviram como base para desenvolvimento desse trabalho.

O LiDAR é uma tecnologia que se destaca para a estimativa da biomassa flores-

tal na escala da paisagem (CLARK et al., 2011; ASNER; MASCARO, 2014; LEITOLD, 2014; SAWADA et al., 2015; PALACE et al., 2015; BABCOCK et al., 2016) e na escala de indivíduo (MASCARO et al., 2011; ZOLKOS et al., 2013). Neste estudo, os dados de LiDAR permitiram a obtenção de dados de parâmetros estruturais da floresta, como a altura, a AGB, as áreas de clareiras e as áreas das árvores emergentes de florestas heterogêneas e complexas como a Amazônia.

Avaliando a aplicação dos dados de LiDAR para a estimativa de AGB, a metodologia de Asner et al. (2012) é limitada. Nessa metodologia, são utilizados parâmetros como área basal e densidade da madeira, os quais tem fraca relação com a altura do LiDAR. A utilização desses parâmetros pode contribuir com o aumento do erro na estimativa de biomassa florestal. Uma solução para esse problema é apresentado no trabalho de Longo et al. (2016), onde os autores utilizam métricas que são obtidas diretamente da nuvem de pontos de LiDAR.

A partir dos dados do LiDAR, foi possível obter informações sobre as clareiras nas áreas de estudo. Tradicionalmente, a detecção de clareiras usando métodos de sensoriamento remoto com dados óticos tem baixo desempenho devido à elevada proporção de sombra nas imagens (ESPÍRITO-SANTO et al., 2014). A detecção das clareiras pode ser feita verticalmente, a partir dos dados de altura, ou horizontalmente, pela análise da nuvem de pontos em perfil (THYGESON et al., 2016). A análise e a quantificação do tamanho e da distribuição espacial das áreas de clareira são importantes para a modelagem dos processos de fluxos de carbono, da interação entre espécies e da diversidade biológica florestal (ASNER; MASCARO, 2014). Nas áreas de clareiras, até 30% dos fluxos de carbono estão associados com a mortalidade dos indivíduos (ESPÍRITO-SANTO et al., 2014). Geralmente, medidas de áreas de clareira não são realizadas em inventários florestais.

6 CONCLUSÕES

Nesse trabalho, foi apresentada uma análise da quantificação do impacto do fogo na estrutura de uma floresta no sudoeste da Amazônia brasileira. Os resultados desse trabalho confirmam as nossas hipóteses que três a cinco anos após a ocorrência do fogo as florestas ainda não recuperaram a altura e nem a biomassa florestal perdida com o impacto do fogo. Além disso, pode ser observado mudanças na distribuição diamétrica através da mortalidade e recrutamento de novos indivíduos nas classes de diâmetro.

Com o uso do LiDAR, foi possível demonstrar que dez anos após a ocorrência do fogo, a floresta ainda não recuperou totalmente a altura e a biomassa florestal. Esses resultados evidenciam novas perspectivas sobre os efeitos do impacto do fogo nas florestas tropicais. As florestas Amazônicas queimadas desempenham um papel importante no estoque de carbono mesmo 10 anos após a queima, devido à perda de biomassa florestal e a dinâmica de recuperação dessas florestas.

Para a detecção de mudanças sutis e temporalmente dinâmicas na biomassa florestal após o fogo, há a necessidade de um grande número de amostras de campo. No entanto, os dados de LiDAR permitem obter informações dos parâmetros biofísicos e estruturais de grandes extensões de áreas. Os dados LiDAR, por exemplo, captam as informações das áreas de clareiras formadas após o fogo e que, normalmente, não são contemplados nas medidas de campo. Acreditamos que os dados de LiDAR são informações essenciais e complementares para as estimativas de biomassa florestal no nível da paisagem após a ocorrência do fogo.

O monitoramento contínuo de florestas queimadas, em escalas regionais na Amazônia, é fundamental para quantificar os impactos a longo prazo dos incêndios florestais não apenas com relação à biomassa e a estrutura, mas também para descrever as mudanças na biodiversidade (BARLOW; PERES, 2008; NEPSTAD et al., 2008). Esta tecnologia aplicada para estudos de florestas tropicais permitem o mapeamento da biomassa florestal em áreas com alta densidade de árvores e de difícil acesso para a realização de inventários florestais. Os resultados apresentados neste trabalho podem servir como base para futuras avaliações de impacto fogo entre diferentes tipos de floresta na Amazônia brasileira. Além disso, podem contribuir para a perspectiva do mecanismo REDD (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal) e contribuir para entender e quantificar a dinâmica de estoques de carbono em áreas queimadas (ARAGÃO et al., 2009; LIMA et al., 2009; ARAGÃO; SHIMABUKURO, 2010).

6.1 Trabalhos futuros

Os resultados obtidos nesse trabalho de pesquisa nos motivam a estabelecer uma continuidade. Planejamos avaliar a composição florística das áreas de ocorrência de queimadas e comparar com as áreas não afetadas pelo fogo.

Outros trabalhos estão voltados para a inclusão dos dados de bambu na equação de biomassa, uma vez que o bambu influencia na estrutura e dinâmica das florestas (TAYLOR et al., 2004; NELSON; BIANCHINI, 2005; MARCHESINI et al., 2009; FERREIRA, 2014).

Por fim, pretendemos desenvolver uma análise temporal de uma das áreas de estudo, a qual apresenta uma segunda imagem de sobrevoo de LiDAR. Com essas duas imagens, pretendemos acompanhar a dinâmica das áreas de clareira, avaliando se ocorre o decaimento ou aumento dessas áreas. Além disso, é possível monitorar as árvores emergentes para identificar o momento e o impacto da perda desses indivíduos no estoque de carbono dessas florestas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACRE, P. do Estado do. 2016. Disponível em:
<<http://www.ac.gov.br/wps/portal/acre/Acre/estado-acre>>. Acesso em: 20 maio 2005. 17
- ALENCAR, A.; ASNER, G. P.; KNAPP, D.; ZARIN, D. Temporal variability of forest fires in eastern amazonia. **Ecological Applications**, Ecological Society of America, v. 21, n. 7, p. 2397–2412, 2011. ISSN 1939-5582. Disponível em:
<<http://dx.doi.org/10.1890/10-1168.1>>. 10
- ALMEIDA, D. R. A. de; NELSON, B. W.; SCHIETTI, J.; GORGENS, E. B.; RESENDE, A. F.; STARK, S. C.; VALBUENA, R. Contrasting fire damage and fire susceptibility between seasonally flooded forest and upland forest in the central amazon using portable profiling lidar. **Remote Sensing of Environment**, v. 184, p. 153 – 160, 2016. ISSN 0034-4257. 74
- ALVES, M. V. G. Estimativa de variáveis florestais com perfilamento a laser (lidar). 2013. 8
- ANDERSON, L. O.; AO, L. E. O. C. A.; GLOOR, M.; ARAI, E.; ADAMI, M.; SAATCHI, S. S.; MALHI, Y.; SHIMABUKURO, Y. E.; BARLOW, J.; BERENQUER, E.; DUARTE, V. Disentangling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in amazonia during the 2010 drought. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 29, n. 10, p. 1739–1753, 2015. ISSN 1944-9224. 2014GB005008. Disponível em:
<<http://dx.doi.org/10.1002/2014GB005008>>. 11, 21
- ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. e. C. d.; LIMA, A. d.; SHIMABUKURO, Y. E. Detecção de cicatrizes de Áreas queimadas baseada no modelo linear de mistura espectral e imagens Índice de vegetação utilizando dados multitemporais do sensor MODIS/TERRA no estado do Mato Grosso, Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, scielo, v. 35, p. 445 – 456, 12 2005. ISSN 0044-5967. 21
- ARAGÃO, L. E. O.; MALHI, Y.; BARBIER, N.; LIMA, A.; SHIMABUKURO, Y.; ANDERSON, L.; SAATCHI, S. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the brazilian amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, The Royal Society, v. 363, n. 1498, p. 1779–1785, 2008. ISSN 0962-8436. Disponível em:
<<http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/363/1498/1779>>. 10

ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; METCALFE, D. B.; SILVA-ESPEJO, J. E.; JIMÉNEZ, E.; NAVARRETE, D.; ALMEIDA, S.; COSTA, A. C. L.; SALINAS, N.; PHILLIPS, O. L.; ANDERSON, L. O.; ALVAREZ, E.; BAKER, T. R.; GONCALVEZ, P. H.; HUAMÁN-OVALLE, J.; MAMANI-SOLÓRZANO, M.; MEIR, P.; MONTEAGUDO, A.; NO, S. P.; NUELA, M. C. P.; PRIETO, A.; QUESADA, C. A.; ROZAS-DÁVILA, A.; RUDAS, A.; JR., J. A. S.; VÁSQUEZ, R. Above- and below-ground net primary productivity across ten amazonian forests on contrasting soils. **Biogeosciences**, v. 6, n. 12, p. 2759–2778, 2009. Disponível em: <<http://www.biogeosciences.net/6/2759/2009/>>. 1, 13, 77

ARAGÃO, L. E. O. C.; POULTER, B.; BARLOW, J. B.; ANDERSON, L. O.; MALHI, Y.; SAATCHI, S.; PHILLIPS, O. L.; GLOOR, E. Environmental change and the carbon balance of amazonian forests. **Biological Reviews**, Blackwell Publishing Ltd, v. 89, n. 4, p. 913–931, 2014. ISSN 1469-185X. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/brv.12088>>. 2, 13

ARAGÃO, L. E. O. C.; SHIMABUKURO, Y. E. The incidence of fire in amazonian forests with implications for redd. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 328, n. 5983, p. 1275–1278, 2010. ISSN 0036-8075. 77

ASNER, G. P.; MASCARO, J. Mapping tropical forest carbon: Calibrating plot estimates to a simple lidar metric. **Remote Sensing of Environment**, v. 140, p. 614 – 624, 2014. ISSN 0034-4257. 75

ASNER, G. P.; MASCARO, J.; MULLER-LANDAU, H. C.; VIEILLEDENT, G.; VAUDRY, R.; RASAMOELINA, M.; HALL, J. S.; BREUGEL, M. van. A universal airborne lidar approach for tropical forest carbon mapping. **Oecologia**, Springer, v. 168, n. 4, p. 1147–1160, 2012. 32, 75

BABCOCK, C.; FINLEY, A. O.; COOK, B. D.; WEISKITTEL, A.; WOODALL, C. W. Modeling forest biomass and growth: Coupling long-term inventory and lidar data. **Remote Sensing of Environment**, v. 182, p. 1 – 12, 2016. ISSN 0034-4257. 75

BACCINI, A.; GOETZ, S. J.; WALKER, W. S.; LAPORTE, N. T.; SUN, M.; SULLA-MENASHE, D.; HACKLER, J.; BECK, P. S. A.; DUBAYAH, R.; FRIEDL, M. A.; SAMANTA, S.; HOUGHTON, R. A. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Clim. Change**, Nature Publishing Group, v. 2, n. 3, p. 182–185, mar. 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1354>>. 72

BAKER, T. R.; DÍAZ, D. M. V.; MOSCOSO, V. C.; NAVARRO, G.; MONTEAGUDO, A.; PINTO, R.; CANGANI, K.; FYLLAS, N. M.; GONZALEZ, G. L.; LAURANCE, W. F.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J.; STEEGE, H. ter; TERBORGH, J. W.; PHILLIPS, O. L. Consistent, small effects of treefall disturbances on the composition and diversity of four amazonian forests. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 2, p. 497–506, 2016. ISSN 1365-2745. 33

BALCH, J. K.; NAGY, R. C.; ARCHIBALD, S.; BOWMAN, D. M. J. S.; MORITZ, M. A.; ROOS, C. I.; SCOTT, A. C.; WILLIAMSON, G. J. Global combustion: the connection between fossil fuel and biomass burning emissions (1997–2010). **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, The Royal Society, v. 371, n. 1696, 2016. ISSN 0962-8436. Disponível em: <http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/371/1696/20150177>. 10, 11

BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; BRANDO, P. M.; CURRAN, L. M.; PORTELA, O.; CARVALHO, O. D.; LEFEBVRE, P. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern amazonia. **Global Change Biology**, Blackwell Publishing Ltd, v. 14, n. 10, p. 2276–2287, 2008. ISSN 1365-2486. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01655.x>. 13

BANIN, L.; FELDPAUSCH, T.; PHILLIPS, O.; BAKER, T.; LLOYD, J.; AFFUM-BAFFOE, K.; ARETS, E.; BERRY, N.; BRADFORD, M.; BRIENEN, R. et al. What controls tropical forest architecture? testing environmental, structural and floristic drivers. **Global Ecology and Biogeography**, Wiley Online Library, v. 21, n. 12, p. 1179–1190, 2012. 1, 2

BARLOW, J.; PERES, C. A. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an amazonian forest. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, The Royal Society, v. 363, n. 1498, p. 1787–1794, 2008. ISSN 0962-8436. 11, 77

BARLOW, J.; PERES, C. A.; LAGAN, B. O.; HAUGAASEN, T. Large tree mortality and the decline of forest biomass following amazonian wildfires. **Ecology Letters**, Blackwell Science Ltd, v. 6, n. 1, p. 6–8, 2003. ISSN 1461-0248. 1, 3, 10, 12, 13, 71

_____. _____. **Ecology Letters**, Blackwell Science Ltd, v. 6, n. 1, p. 6–8, 2003. ISSN 1461-0248. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00394.x>. 1, 12, 13

BARLOW, J.; SILVEIRA, J. M.; MESTRE, L. A. M.; ANDRADE, R. B.; D'ANDREA, G. C.; LOUZADA, J.; MELLO, F. Z. Vaz-de; NUMATA, I.; LACAU, S.; COCHRANE, M. A. Correction: Wildfires in bamboo-dominated amazonian forest: Impacts on above-ground biomass and biodiversity. **PLoS ONE**, Public Library of Science, v. 7, n. 6, 06 2012. 1, 15, 71, 72

BIANCHINI, M. Florestas dominadas por bambu (gênero guadua) no sudoeste da amazônia: Extensão, comportamento espectral e associação com o relevo. **Master's Thesis. Manaus: Universidade Federal do Amazonas**, 2005. 14

BOWMAN, D. M. J. S.; BALCH, J. K.; ARTAXO, P.; BOND, W. J.; CARLSON, J. M.; COCHRANE, M. A.; D'ANTONIO, C. M.; DEFRIES, R. S.; DOYLE, J. C.; HARRISON, S. P.; JOHNSTON, F. H.; KEELEY, J. E.; KRAWCHUK, M. A.; KULL, C. A.; MARSTON, J. B.; MORITZ, M. A.; PRENTICE, I. C.; ROOS, C. I.; SCOTT, A. C.; SWETNAM, T. W.; WERF, G. R. van der; PYNE, S. J. Fire in the earth system. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 324, n. 5926, p. 481–484, 2009. ISSN 0036-8075. 2, 13

BRANDO, P. M.; NEPSTAD, D. C.; BALCH, J. K.; BOLKER, B.; CHRISTMAN, M. C.; COE, M.; PUTZ, F. E. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. **Global Change Biology**, v. 18, n. 2, p. 630–641, 2012. ISSN 1365-2486. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02533.x>>. 12, 13

BRANDO, P. M.; OLIVERIA-SANTOS, C.; ROCHA, W.; CURY, R.; COE, M. T. Effects of experimental fuel additions on fire intensity and severity: unexpected carbon resilience of a neotropical forest. **Global Change Biology**, 2016. ISSN 1365-2486. 71, 73

BRIGHT, B. C.; HICKE, J. A.; HUDAK, A. T. Estimating aboveground carbon stocks of a forest affected by mountain pine beetle in idaho using lidar and multispectral imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 124, p. 270 – 281, 2012. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425712002192>>. 6

BROKAW, N. V. L. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. **Biotropica**, [Association for Tropical Biology and Conservation, Wiley], v. 14, n. 2, p. 158–160, 1982. ISSN 00063606, 17447429. xvi, 33, 34

BROWN, I. F.; SCHROEDER, W.; SETZER, A.; MALDONADO, M. D. L. R.; PANTOJA, N.; DUARTE, A.; MARENGO, J. Monitoring fires in southwestern

amazonia rain forests. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 87, n. 26, p. 253–259, 2006. ISSN 2324-9250. 17

BUDKE, J. C.; ALBERTI, M. S.; ZANARDI, C.; BARATTO, C.; ZANIN, E. M. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of south america. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 8, p. 1345 – 1349, 2010. ISSN 0378-1127. 15, 72

CAMPANELLO, P. I.; GATTI, M. G.; ARES, A.; MONTTI, L.; GOLDSTEIN, G. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 252, n. 1-3, p. 108 – 117, 2007. ISSN 0378-1127. 15, 73

CARTER, J.; SCHMID, K.; WATERS, K.; BETZHOLD, L.; HADLEY, B.; MATAOSKY, R.; HALLERAN, J.; CENTER, N. C. S. **An Introduction to Lidar Technology, Data, and Applications**. [S.l.: s.n.], 2012. 5, 7

CARVALHO, A. L. d.; NELSON, B. W.; BIANCHINI, M. C.; PLAGNOL, D.; KUPPLICH, T. M.; DALY, D. C. Bamboo-dominated forests of the southwest amazon: Detection, spatial extent, life cycle length and flowering waves. **PLoS ONE**, Public Library of Science, v. 8, n. 1, p. 1–13, 01 2013. 14, 72

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M. S.; DELITTI, W. B.; DUQUE, A.; EID, T.; FEARNSSIDE, P. M.; GOODMAN, R. C.; HENRY, M.; MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; MUGASHA, W. A.; MULLER-LANDAU, 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. ISSN 1365-2486. 25, 40, 73

CLARK, M. L.; ROBERTS, D. A.; EWEL, J. J.; CLARK, D. B. Estimation of tropical rain forest aboveground biomass with small-footprint lidar and hyperspectral sensors. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 11, p. 2931–2942, 2011. ISSN 0034-4257. 75

CLEMENT, C. R.; HIGUCHI, N. A floresta amazônica e o futuro do Brasil. **Ciência e Cultura**, sciELOcec, v. 58, p. 44–49, 09 2006. ISSN 0009-6725. 1

DAVIDSON, E. A.; ARAÚJO, A. C. de; ARTAXO, P.; BALCH, J. K.; BROWN, I. F.; BUSTAMANTE, M. M.; COE, M. T.; DEFRIES, R. S.; KELLER, M.;

LONGO, M. et al. The amazon basin in transition. **Nature**, Nature Publishing Group, v. 481, n. 7381, p. 321–328, 2012. 1

DEVEREUX, B.; AMABLE, G. Airborne lidar: Instrumentation, data acquisition and handling. In: _____. **Laser Scanning for the Environmental Sciences**. Wiley-Blackwell, 2009. p. 49–66. ISBN 9781444311952. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1002/9781444311952.ch4>>. 7

DEVISSCHER, T.; MALHI, Y.; LANDÍVAR, V. D. R.; OLIVERAS, I. Understanding ecological transitions under recurrent wildfire: A case study in the seasonally dry tropical forests of the chiquitania, bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 273 – 286, 2016. ISSN 0378-1127. Special Section: Forest Management for Climate Change. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715005903>>. 71

D'OLIVEIRA, M. V.; REUTEBUCH, S. E.; MCGAUGHEY, R. J.; ANDERSEN, H.-E. Estimating forest biomass and identifying low-intensity logging areas using airborne scanning lidar in antimary state forest, acre state, western brazilian amazon. **Remote Sensing of Environment**, v. 124, p. 479 – 491, 2012. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425712002179>>. 6

DRAKE, J. B.; KNOX, R. G.; DUBAYAH, R. O.; CLARK, D. B.; CONDIT, R.; BLAIR, J. B.; HOFTON, M. Above-ground biomass estimation in closed canopy neotropical forests using lidar remote sensing: factors affecting the generality of relationships. **Global Ecology and Biogeography**, Blackwell Science Ltd, v. 12, n. 2, p. 147–159, 2003. ISSN 1466-8238. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00010.x>>. 2

DUBAYAH, R.; KNOX, R.; HOFTON, M.; BLAIR, J. B.; DRAKE, J. Land surface characterization using lidar remote sensing. **Spatial information for land use management**, International Publishers Direct Singapore, p. 25–38, 2000. 2, 5

ERDODY, T. L.; MOSKAL, L. M. Fusion of lidar and imagery for estimating forest canopy fuels. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 4, p. 725 – 737, 2010. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425709003277>>. 6

ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; SILVA, B. S. G.; SHIMABUKURO, Y. E. Detecção da dinâmica da floresta de bambu no sudeste do acre com o uso de técnicas de

processamento de imagens de satélites. In: EPIPHANIO, J. C. N.; FONSECA, L. M. G. (Ed.). **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2003. p. 649–656. ISBN 85-17-00017-X. Disponível em: <<http://urlib.net/ltid.inpe.br/sbsr/2002/11.11.09.59>>. Acesso em: 03 ago. 2016. 14

_____. _____. In: EPIPHANIO, J. C. N.; FONSECA, L. M. G. (Ed.). **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2003. p. 649–656. ISBN 85-17-00017-X. Disponível em: <<http://urlib.net/ltid.inpe.br/sbsr/2002/11.11.09.59>>. Acesso em: 05 jun. 2016. 72

ESPÍRITO-SANTO, F. D.; GLOOR, M.; KELLER, M.; MALHI, Y.; SAATCHI, S.; NELSON, B.; JUNIOR, R. C. O.; PEREIRA, C.; LLOYD, J.; FROLKING, S. et al. Size and frequency of natural forest disturbances and the amazon forest carbon balance. **Nature communications**, Nature Publishing Group, v. 5, 2014. 33, 74, 75

FARID, A.; GOODRICH, D.; SOROOSHIAN, S. Using airborne lidar to discern age classes of cottonwood trees in a riparian area. **Western Journal of Applied Forestry**, Society of American Foresters, v. 21, n. 3, p. 149–158, 2006. 7

FEARNSIDE, P. M. Fogo e emissão de gases de efeito estufa dos ecossistemas florestais da amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, SciELO Brasil, v. 16, n. 44, p. 99–123, 2002. 9

FELDPAUSCH, T. R.; BANIN, L.; PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R.; LEWIS, S. L.; QUESADA, C. A.; AFFUM-BAFFOE, K.; ARETS, E. J. M. M.; BERRY, N. J.; BIRD, M.; BRONDIZIO, E. S.; CAMARGO, P. de; CHAVE, J.; DJAGBLETEY, G.; DOMINGUES, T. F.; DRESCHER, M.; FEARNESIDE, P. M.; FRANÇA, M. B.; FYLLAS, N. M.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; HLADIK, A.; HIGUCHI, N.; HUNTER, M. O.; IIDA, Y.; SALIM, K. A.; KASSIM, A. R.; KELLER, M.; KEMP, J.; KING, D. A.; LOVETT, J. C.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; LENZA, E.; MARSHALL, A. R.; METCALFE, D. J.; MITCHARD, E. T. A.; MORAN, E. F.; NELSON, B. W.; NILUS, R.; NOGUEIRA, E. M.; PALACE, M.; NO, S. P.; PEH, K. S.-H.; RAVENTOS, M. T.; REITSMA, J. M.; SAIZ, G.; SCHRODT, F.; SONKÉ, B.; TAEDOUMG, H. E.; TAN, S.; WHITE, L.; WÖLL, H.; LLOYD, J. Height-diameter allometry of tropical forest trees. **Biogeosciences**, v. 8, n. 5, p. 1081–1106, 2011. 1

FERREIRA, E. J. L. O bambu é um desafio para a conservação e o manejo de florestas no sudoeste da Amazônia. **Ciência e Cultura**, scielocec, v. 66, p. 46 –51, 09 2014. ISSN 0009-6725. 15, 78

FISCHER, R.; BOHN, F.; PAULA, M. D. de; DISLICH, C.; GROENEVELD, J.; GUTIÉRREZ, A. G.; KAZMIERCZAK, M.; KNAPP, N.; LEHMANN, S.; PAULICK, S.; PÜTZ, S.; RÖDIG, E.; TAUBERT, F.; KÖHLER, P.; HUTH, A. Lessons learned from applying a forest gap model to understand ecosystem and carbon dynamics of complex tropical forests. **Ecological Modelling**, v. 326, p. 124 – 133, 2016. ISSN 0304-3800. Next generation ecological modelling, concepts, and theory: structural realism, emergence, and predictions. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380015005505>>. 33

FOSTER, J. R.; TOWNSEND, P. A.; ZGANJAR, C. E. Spatial and temporal patterns of gap dominance by low-canopy lianas detected using eo-1 hyperion and landsat thematic mapper. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 5, p. 2104 –2117, 2008. ISSN 0034-4257. Earth Observations for Terrestrial Biodiversity and Ecosystems Special Issue. 74

GAGNON, W. J. P. P. R. Multiple disturbances accelerate clonal growth in a potentially monodominant bamboo. **Ecology**, Ecological Society of America, v. 89, n. 3, p. 612–618, 2008. ISSN 00129658, 19399170. 15, 73

GATZIOLIS, D.; ANDERSEN, H.-E. **A guide to LIDAR data acquisition and processing for the forests of the Pacific Northwest**. [S.l.]: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 2008. 7, 9

GIGLIO, L.; LOBODA, T.; ROY, D. P.; QUAYLE, B.; JUSTICE, C. O. An active-fire based burned area mapping algorithm for the {MODIS} sensor. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 2, p. 408 – 420, 2009. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425708003180>>. 2

GIONGO, M.; KOEHLER, H.; MACHADO, S.; KIRCHNER, F.; MARCHETTI, M. Lidar: princípios e aplicações florestais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 231, 2010. ISSN 1983-2605. 5, 6, 7

GONZALEZ, M. E.; VEBLÉN, T. T.; DONOSO, C.; VALERIA, L. Tree regeneration responses in a lowland nothofagus-dominated forest after bamboo dieback in south-central Chile. **Plant Ecology**, Springer, v. 161, n. 1, p. 59–73, 2002. 15, 73

- GORGENS, E. B.; SILVA, A. G. P. da; RODRIGUEZ, L. C. E. **LIDAR: aplicações florestais**. [S.l.]: EDITORA CRV, 2014. xxi, 27, 29
- GRISCOM, B. W.; ASHTON, P. M. S. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in southeastern peru. **Forest Ecology and Management**, v. 175, n. 1-3, p. 445–454, 2003. ISSN 0378-1127. 14
- GRISCOM, B. W.; DALY, D. C.; ASHTON, M. S. Floristics of bamboo-dominated stands in lowland terra-firma forests of southwestern amazonia 1. **The Journal of the Torrey Botanical Society**, BioOne, v. 134, n. 1, p. 108–125, 2007. 15
- HASSEBO, Y. Active remote sensing: Lidar snr improvements. **REMOTE SENSING–ADVANCED TECHNIQUES AND PLATFORMS**, p. 313, 2012. 5, 7
- HIRATA, Y.; FURUYA, N.; SUZUKI, M.; YAMAMOTO, H. Airborne laser scanning in forest management: Individual tree identification and laser pulse penetration in a stand with different levels of thinning. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 5, p. 752 – 760, 2009. ISSN 0378-1127. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112709003600>>. 6
- HOSOI, F.; NAKAI, Y.; OMASA, K. 3-d voxel-based solid modeling of a broad-leaved tree for accurate volume estimation using portable scanning lidar. **{ISPRS} Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 82, p. 41 – 48, 2013. ISSN 0924-2716. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271613001202>>. 6
- HOUGHTON, R. A.; LAWRENCE, K. T.; HACKLER, J. L.; BROWN, S. The spatial distribution of forest biomass in the brazilian amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**, Blackwell Science Ltd, v. 7, n. 7, p. 731=746, 2001. ISSN 1365-2486. 72
- HU, B.; LI, J.; JING, L.; JUDAH, A. Improving the efficiency and accuracy of individual tree crown delineation from high-density lidar data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 26, p. 145 – 155, 2014. ISSN 0303-2434. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0303243413000755>>. 6
- IBGE. 2016. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/tematicos/unidades-de-conservacao.html>>. Acesso em: 20 maio 2005. 18, 20

IBGE, C. D. Instituto brasileiro de geografia e estatística. v. 20, 2000. 17

_____. _____. v. 1, 2005. 17

KELLNER, J. R.; ASNER, G. P. Convergent structural responses of tropical forests to diverse disturbance regimes. **Ecology Letters**, Blackwell Publishing Ltd, v. 12, n. 9, p. 887–897, 2009. ISSN 1461-0248. 33

KRONSEDER, K.; BALLHORN, U.; BÖHM, V.; SIEGERT, F. Above ground biomass estimation across forest types at different degradation levels in central Kalimantan using lidar data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 18, p. 37 – 48, 2012. ISSN 0303-2434. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0303243412000128>>. 6

LARGE, A. R. G.; HERITAGE, G. L. Laser scanning - evolution of the discipline. In: _____. **Laser Scanning for the Environmental Sciences**. [S.l.]: Wiley-Blackwell, 2009. p. 1–20. ISBN 9781444311952. 7

LEE, A. C.; LUCAS, R. M. A lidar-derived canopy density model for tree stem and crown mapping in Australian forests. **Remote Sensing of Environment**, v. 111, n. 4, p. 493 – 518, 2007. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425707001976>>. 6

LEFSKY, M. A.; COHEN, W. B.; PARKER, G. G.; HARDING, D. J. Lidar remote sensing for ecosystem studies: Lidar, an emerging remote sensing technology that directly measures the three-dimensional distribution of plant canopies, can accurately estimate vegetation structural attributes and should be of particular interest to forest, landscape, and global ecologists. **BioScience**, v. 52, n. 1, p. 19–30, 2002. Disponível em: <<http://bioscience.oxfordjournals.org/content/52/1/19.short>>. 6

LEITOLD, V. **Airborne LiDAR-based estimates of tropical forest structure and ground topography in a mountainous area of the Brazilian Atlantic Forest**. 122 p. Dissertação (Mestrado) — Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2014-04-16 2014. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m21b/2014/03.17.04.12>>. Acesso em: 02 ago. 2016. 29, 75

LEWIS, S. L.; BRANDO, P. M.; PHILLIPS, O. L.; HEIJDEN, G. M. F. van der; NEPSTAD, D. The 2010 Amazon drought. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 331, n. 6017, p. 554–554, 2011. ISSN 0036-8075. 2

LIM, K.; TREITZ, P.; WULDER, M.; ST-ONGE, B.; FLOOD, M. Lidar remote sensing of forest structure. **Progress in physical geography**, Sage Publications, v. 27, n. 1, p. 88–106, 2003. 7

LIMA, A.; SHIMABUKURO, Y. E.; ADAMI, M.; FREITAS, R. M. d.; ARAGÃO, L. E. O. e. C.; FORMAGGIO, A. R.; LOMBARDI, R. Mapeamento de cicatrizes de queimadas na amazônia brasileira a partir da aplicação do modelo linear de mistura espectral em imagens do sensor modis. In: EPIPHANIO, J. C. N.; GALVÃO, L. S. (Ed.). **Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2009. p. 5925–5932. ISBN 978-85-17-00044-7.

Disponível em:

<<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.14.49>>. Acesso em: 03 ago. 2016. 13, 77

LIMA, R. A.; ROTHER, D. C.; MULER, A. E.; LEPSCH, I. F.; RODRIGUES, R. R. Bamboo overabundance alters forest structure and dynamics in the atlantic forest hotspot. **Biological Conservation**, v. 147, n. 1, p. 32 – 39, 2012. ISSN 0006-3207. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320712000286>>. 15, 22

LIMA, R. A. F. d. Estrutura e regeneração de clareiras em florestas pluviais tropicais. **Brazilian Journal of Botany**, scielo, v. 28, p. 651 – 670, 12 2005. ISSN 0100-8404. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-84042005000400002&nrm=iso>. 1

LONGO, M.; KELLER, M.; SANTOS M. N. LEITOLD, V. dos; PINAGÉ, E. R.; BACCINI, A.; SAATCHI, S.; NOGUEIRA, E. M.; BATISTELLA, M.; MORTON, D. C. Aboveground biomass variability across intact and degraded forests in the brazilian amazon. **Global Biogeochemical Cycles (under review)**, 2016. xviii, xix, xxi, 32, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 72, 75

MARCHESINI, V. A.; SALA, O. E.; AUSTIN, A. T. Ecological consequences of a massive flowering event of bamboo (*Chusquea culeou*) in a temperate forest of patagonia, argentina. **Journal of Vegetation Science**, Blackwell Publishing Ltd, v. 20, n. 3, p. 424–432, 2009. ISSN 1654-1103. 15, 73, 78

MARENGO, J. A.; ESPINOZA, J. C. Extreme seasonal droughts and floods in amazonia: causes, trends and impacts. **International Journal of Climatology**, John Wiley & Sons, Ltd, v. 36, n. 3, p. 1033–1050, 2016. ISSN 1097-0088. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1002/joc.4420>>. 11

MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A.; TOMASELLA, J.; OYAMA, M. D.; OLIVEIRA, G. S. de; OLIVEIRA, R. de; CAMARGO, H.; ALVES, L. M.; BROWN, I. F. The drought of amazonia in 2005. **Journal of Climate**, v. 21, n. 3, p. 495–516, 2008. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1175/2007JCLI1600.1>>. 2, 10

MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; ALVES, L. M.; SOARES, W. R.; RODRIGUEZ, D. A. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the amazon region. **Geophysical Research Letters**, v. 38, n. 12, p. n/a–n/a, 2011. ISSN 1944-8007. L12703. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1029/2011GL047436>>. 2, 10

MARTINS, F. d. S. R. V. **Caracterização e estimativa de biomassa aérea de florestas atingidas pelo fogo a partir de imagens polarimétricas ALOS/PALSAR**. 171 p. Dissertação (Mestrado) — Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2012-03-27 2012. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m19/2012/03.08.13.38>>. Acesso em: 02 ago. 2016. 1, 11

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south–eastern brazil. **Plant Ecology**, v. 163, n. 1, p. 51–62, 2002. 15

MASCARO, J.; DETTO, M.; ASNER, G. P.; MULLER-LANDAU, H. C. Evaluating uncertainty in mapping forest carbon with airborne lidar. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 12, p. 3770 – 3774, 2011. ISSN 0034-4257. 75

MAY, P. H.; SOARES-FILHO, B. S.; STRAND, J. How much is the amazon worth ? the state of knowledge concerning the value of preserving amazon rainforests. **Policy Research working paper ; no. WPS 6668. Washington, DC: World Bank.**, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01323.x>>. 1

MCGAUGHEY, R. **FUSION/LDV - Software for LIDAR Data Analysis and Visualization**. United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, University of Washington, Seattle: [s.n.], 2014. 27

MONTTI, L.; VILLAGRA, M.; CAMPANELLO, P. I.; GATTI, M. G.; GOLDSTEIN, G. Functional traits enhance invasiveness of bamboos over co-occurring tree saplings in the semideciduous atlantic forest. **Acta Oecologica**,

v. 54, p. 36 – 44, 2014. ISSN 1146-609X. Ecosystem Impacts of Invasive Species. 15, 16, 73

MORTON, D. C.; DEFRIES, R. S.; NAGOL, J.; JR., C. M. S.; KASISCHKE, E. S.; HURTT, G. C.; DUBAYAH, R. Mapping canopy damage from understory fires in amazon forests using annual time series of landsat and {MODIS} data. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 7, p. 1706 – 1720, 2011. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425711000794>>. 2

MORTON, D. C.; PAGE, Y. L.; DEFRIES, R.; COLLATZ, G. J.; HURTT, G. C. Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, The Royal Society, v. 368, n. 1619, 2013. ISSN 0962-8436. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/368/1619/20120163>>. 10

MOSTAFA, M. M.; HUTTON, J. Direct positioning and orientation systems: How do they work? what is the attainable accuracy. In: **Proceedings, The American Society of photogrammetry and remote sensing annual meeting, St. Louis, MO, USA, April**. [S.l.: s.n.], 2001. p. 23–27. 7

MOUILLOT, F.; FIELD, C. B. Fire history and the global carbon budget: a 1× 1 fire history reconstruction for the 20th century. **Global Change Biology**, Wiley Online Library, v. 11, n. 3, p. 398–420, 2005. 2, 13

MUTLU, M.; POPESCU, S. C.; ZHAO, K. Sensitivity analysis of fire behavior modeling with lidar-derived surface fuel maps. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 3, p. 289 – 294, 2008. ISSN 0378-1127. Impacts of forest ecosystem management on greenhouse gas budgets. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708003332>>. 7

MYERS, G. P.; NEWTON, A. C.; MELGAREJO, O. The influence of canopy gap size on natural regeneration of brazil nut (*bertholletia excelsa*) in bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 127, n. 1-3, p. 119 – 128, 2000. ISSN 0378-1127. 33

NELSON, B. W. Natural forest disturbance and change in the brazilian amazon. **Remote Sensing Reviews**, v. 10, n. 1-3, p. 105–125, 1994. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/02757259409532239>>. 14

NELSON, B. W.; BIANCHINI, M. C. Complete life cycle of southwest amazon bamboos (*guadua* spp) detected with orbital optical sensors. In: EPIPHANIO, J. C. N.; FONSECA, L. M. G. (Ed.). **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 1629–1636. ISBN 85-17-00018-8. Disponível em:

<<http://urlib.net/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.17.01.08>>. Acesso em: 03 ago. 2016. 14, 15, 78

NEPSTAD, D.; CARVALHO, G.; BARROS, A. C.; ALENCAR, A.; CAPOBIANCO, J. P.; BISHOP, J.; MOUTINHO, P.; LEFEBVRE, P.; JR., U. L. S.; PRINS, E. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of amazon forests. **Forest Ecology and Management**, v. 154, n. 3, p. 395 – 407, 2001. ISSN 0378-1127. New Directions in Tropical Forest Research. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112701005114>>. 1

NEPSTAD, D. C.; STICKLER, C. M.; FILHO, B. S.; MERRY, F. Interactions among amazon land use, forests and climate: prospects for a near term forest tipping point. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B, Biological Sciences**, The Royal Society, v. 363, n. 1498, p. 1737–1746, 2008. 77

NIEUWSTADT, M. G. L. V.; SHEIL, D. Drought, fire and tree survival in a borneo rain forest, east kalimantan, indonesia. **Journal of Ecology**, Blackwell Science Ltd, v. 93, n. 1, p. 191–201, 2005. ISSN 1365-2745. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2004.00954.x>>. 71

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; SALAZAR, L. Mudanças climáticas e Amazônia. **Ciência e Cultura**, scielocec, v. 59, p. 22–27, 09 2007. ISSN 0009-6725. 1

NOGUEIRA, E. M.; FEARNSIDE, P. M.; NELSON, B. W.; BARBOSA, R. I.; KEIZER, E. W. H. Estimates of forest biomass in the brazilian amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 11, p. 1853 – 1867, 2008. ISSN 0378-1127. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708005689>>. 72

ODUM, E. P. **Fatores limitantes e o ambiente físico**. [S.l.]: Ecologia, 1988. 37

PACHAURI, R. K.; ALLEN, M. R.; BARROS, V.; BROOME, J.; CRAMER, W.; CHRIST, R.; CHURCH, J.; CLARKE, L.; DAHE, Q.; DASGUPTA, P. et al. **Climate change 2014: synthesis Report. Contribution of working groups**

I, II and III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. [S.l.]: IPCC, 2014. 10

PALACE, M. W.; SULLIVAN, F. B.; DUCEY, M. J.; TREUHAFT, R. N.; HERRICK, C.; SHIMBO, J. Z.; SILVA, J. M. E. Estimating forest structure in a tropical forest using field measurements, a synthetic model and discrete return lidar data. **Remote Sensing of Environment**, v. 161, p. 1–11, 2015. ISSN 0034-4257. 75

PANTOJA, N. V.; BROWN, I. F. Estimativas de áreas afetadas pelo fogo no leste do acre associadas à seca de 2005. In: EPIPHANIO, J. C. N.; GALVÃO, L. S. (Ed.). **Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2009. p. 6029–6036. ISBN 978-85-17-00044-7. Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.18.01.13.29>>. Acesso em: 02 ago. 2016. 2

PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R.; ARROYO, L.; HIGUCHI, N.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, W. F.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D. A.; VARGAS, P. N.; SILVA, J. N. M.; TERBORGH, J.; MARTÍNEZ, R. V.; ALEXIADES, M.; ALMEIDA, S.; BROWN, S.; CHAVE, J.; COMISKEY, J. A.; CZIMCZIK, C. I.; FIORE, A. D.; ERWIN, T.; KUEBLER, C.; LAURANCE, S. G.; NASCIMENTO, H. E. M.; OLIVIER, J.; PALACIOS, W.; PATIÑO, S.; PITMAN, N. C. A.; QUESADA, C. A.; SALDIAS, M.; LEZAMA, A. T.; VINCETI, B. Pattern and process in amazon tree turnover, 1976–2001.

Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences, The Royal Society, v. 359, n. 1443, p. 381–407, 2004. ISSN 0962-8436. Disponível em:

<<http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/359/1443/381>>. 1

PINARD, M. A.; PUTZ, F. E.; LICONA, J. C. Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 116, n. 1-3, p. 247 – 252, 1999. ISSN 0378-1127. 71

POPESCU, S. C.; ZHAO, K.; NEUENSCHWANDER, A.; LIN, C. Satellite lidar vs. small footprint airborne lidar: Comparing the accuracy of aboveground biomass estimates and forest structure metrics at footprint level. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 11, p. 2786 – 2797, 2011. ISSN 0034-4257. {DESDynI} VEG-3D Special Issue. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425711001325>>. 2, 5

PRODES. 2016. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/>>. Acesso em: 20 maio 2005. 21

QUEIMADAS. 2016. Disponível em: <<http://www.inpe.br/queimadas>>. Acesso em: 20 maio 2005. 2, 21

QUESADA, C. A.; PHILLIPS, O. L.; SCHWARZ, M.; CZIMCZIK, C. I.; BAKER, T. R.; NO, S. P.; FYLLAS, N. M.; HODNETT, M. G.; HERRERA, R.; ALMEIDA, S.; DÁVILA, E. A.; ARNETH, A.; ARROYO, L.; CHAO, K. J.; DEZZEO, N.; ERWIN, T.; FIORE, A. di; HIGUCHI, N.; CORONADO, E. H.; JIMENEZ, E. M.; KILLEEN, T.; LEZAMA, A. T.; LLOYD, G.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, G.; AO, F. J. L.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D. A.; VARGAS, P. Núñez; PAIVA, R.; PEACOCK, J.; NUELA, M. C. P.; CRUZ, A. Peña; PITMAN, N.; FILHO, N. P.; PRIETO, A.; RAMÍREZ, H.; RUDAS, A.; AO, R. S.; SANTOS, A. J. B.; SCHMERLER, J.; SILVA, N.; SILVEIRA, M.; VÁSQUEZ, R.; VIEIRA, I.; TERBORGH, J.; LLOYD, J. Basin-wide variations in amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate.

Biogeosciences, v. 9, n. 6, p. 2203–2246, 2012. Disponível em:

<<http://www.biogeosciences.net/9/2203/2012/>>. 1

REUTEBUCH, S. E.; ANDERSEN, H.-E.; MCGAUGHEY, R. J. Light detection and ranging (lidar): an emerging tool for multiple resource inventory. **Journal of Forestry**, Society of American Foresters, v. 103, n. 6, p. 286–292, 2005. 7

RIBAS, R. P.; ELMIRO, M. A. T. **INDIVIDUALIZAÇÃO DE ÁRVORES EM AMBIENTE FLORESTAL NATIVO UTILIZANDO MÉTODOS DE SEGMENTAÇÃO EM MODELOS DIGITAIS PRODUZIDOS A PARTIR DA TECNOLOGIA LIDAR**. Tese (Doutorado) — Dissertação de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, Universidade Federal de Minas Gerais, 72pp, 2011. 7

RéJOU-MéCHAIN, M.; TYMEN, B.; BLANC, L.; FAUSET, S.; FELDPAUSCH, T. R.; MONTEAGUDO, A.; PHILLIPS, O. L.; RICHARD, H.; CHAVE, J. Using repeated small-footprint lidar acquisitions to infer spatial and temporal variations of a high-biomass neotropical forest. **Remote Sensing of Environment**, v. 169, p. 93 – 101, 2015. ISSN 0034-4257. 72

ROTHER, D. C.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A. Effects of bamboo stands on seed rain and seed limitation in a rainforest. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 3, p. 885 – 892, 2009. ISSN 0378-1127. 15

RUNKLE, J. R. Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern united states. **Ecology**, Wiley Online Library, v. 62, n. 4, p. 1041–1051, 1981. xvi, 33, 34

SAATCHI, S.; BUERMANN, W.; STEEGE, H. ter; MORI, S.; SMITH, T. B. Modeling distribution of amazonian tree species and diversity using remote sensing measurements. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 5, p. 2000 – 2017, 2008. ISSN 0034-4257. Earth Observations for Terrestrial Biodiversity and Ecosystems Special Issue. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425708000254>>. 1

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 regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 24, p. 9899–9904, 2011. Disponível em: <<http://www.pnas.org/content/108/24/9899.abstract>>. 72

SAATCHI, S. S.; HOUGHTON, R. A.; ALVALÁ, R. C. D. S.; SOARES, J. V.; YU, Y. Distribution of aboveground live biomass in the amazon basin. **Global Change Biology**, Blackwell Publishing Ltd, v. 13, n. 4, p. 816–837, 2007. ISSN 1365-2486. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01323.x>>. 1

SALIMON, C. I.; PUTZ, F. E.; MENEZES-FILHO, L.; ANDERSON, A.; SILVEIRA, M.; BROWN, I. F.; OLIVEIRA, L. Estimating state-wide biomass carbon stocks for a {REDD} plan in acre, brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 3, p. 555 – 560, 2011. ISSN 0378-1127. 72

SAWADA, Y.; SUWA, R.; JINDO, K.; ENDO, T.; OKI, K.; SAWADA, H.; ARAI, E.; SHIMABUKURO, Y. E.; CELES, C. H. S.; CAMPOS, M. A. A.; HIGUCHI, F. G.; LIMA, A. J. N.; HIGUCHI, N.; KAJIMOTO, T.; ISHIZUKA, M. A new 500m resolution map of canopy height for amazon forest using spaceborne lidar and cloud-free {MODIS} imagery. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 43, p. 92 – 101, 2015. ISSN 0303-2434. Special Issue on Advances in remote sensing of vegetation function and traits. 75

SCHNITZER, S. A.; HEIJDEN, G. van der; MASCARO, J.; CARSON, W. P. Lianas in gaps reduce carbon accumulation in a tropical forest. **Ecology**, Ecological Society of America, v. 95, n. 11, p. 3008–3017, 2014. ISSN 1939-9170. 74

SHIMABUKURO, Y. E.; DUARTE, V.; ARAI, E.; FREITAS, R. M.; LIMA, A.; VALERIANO, D. M.; BROWN, I. F.; MALDONADO, M. L. R. Fraction images

derived from terra modis data for mapping burnt areas in brazilian amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 30, n. 6, p. 1537–1546, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/01431160802509058>>. 1

SHIMABUKURO, Y. E.; SMITH, J. A. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, n. 1, p. 16–20, Jan 1991. ISSN 0196-2892. 22

SILVA, C. V. d. J.; LATORRE, N. S.; SILVA, R. D. A. d.; BROWN, I. F.; ARAGÃO, L. E. O. e. C. d. Alterações nos padrões espectrais e da paisagem devido ao impacto do fogo nas florestas dominadas por bambu no estado do acre. In: GHERARDI, D. F. M.; ARAGÃO, L. E. O. e. C. d. (Ed.). **Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2015. p. 6211–6218. ISBN 978-85-17-0076-8. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/marte2/2015/06.15.16.39.17>>. Acesso em: 05 jun. 2016. 72

SLIK, J. W. F.; PAOLI, G.; MCGUIRE, K.; AMARAL, I.; BARROSO, J.; BASTIAN, M.; BLANC, L.; BONGERS, F.; BOUNDJA, P.; CLARK, C.; COLLINS, M.; DAUBY, G.; DING, Y.; DOUCET, J.-L.; ELER, E.; FERREIRA, L.; FORSHED, O.; FREDRIKSSON, G.; GILLET, J.-F.; HARRIS, D.; LEAL, M.; LAUMONIER, Y.; MALHI, Y.; MANSOR, A.; MARTIN, E.; MIYAMOTO, K.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; NAGAMASU, H.; NILUS, R.; NURTJAHYA, E.; OLIVEIRA, t.; ONRIZAL, O.; PARADA-GUTIERREZ, A.; PERMANA, A.; POORTER, L.; POULSEN, J.; RAMIREZ-ANGULO, H.; REITSMA, J.; ROVERO, F.; ROZAK, A.; SHEIL, D.; SILVA-ESPEJO, J.; SILVEIRA, M.; SPIRONELO, W.; STEEGE, H. ter; STEVART, T.; NAVARRO-AGUILAR, G. E.; SUNDERLAND, T.; SUZUKI, E.; TANG, J.; THEILADE, I.; HEIJDEN, G. van der; VALKENBURG, J. van; DO, T. V.; VILANOVA, E.; VOS, V.; WICH, S.; WöLL, H.; YONEDA, T.; ZANG, R.; ZHANG, M.-G.; ZWEIFEL, N. Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 12, p. 1261–1271, 2013. ISSN 1466-8238. 73

SMITH, M.; NELSON, B. W. Fire favours expansion of bamboo-dominated forests in the south-west amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 27, p. 59–64, 1 2011. ISSN 1469-7831. Disponível em: <http://journals.cambridge.org/article_S026646741000057X>. 14, 15

TAYLOR, A. H.; JINYAN, H.; SHIQIANG, Z. Canopy tree development and undergrowth bamboo dynamics in old-growth abies-betula forests in southwestern china: a 12-year study. **Forest Ecology and Management**, v. 200, n. 1-3, p. 347 – 360, 2004. ISSN 0378-127. 15, 73, 78

THYGESON, A. S.; OKA, H. O.; GOBAKKEN, T.; NAESSET, E. Can airborne laser scanning assist in mapping and monitoring natural forests? **Forest Ecology and Management**, v. 369, p. 116–125, 2016. ISSN 0378-1127. 75

TYMEN, B.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; DALLING, J. W.; FAUSET, S.; FELDPAUSCH, T. R.; NORDEN, N.; PHILLIPS, O. L.; TURNER, B. L.; VIERS, J.; CHAVE, J. Evidence for arrested succession in a liana-infested amazonian forest. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 1, p. 149–159, 2016. ISSN 1365-2745. 74

UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern amazon. **Ecology**, Ecological Society of America, v. 71, n. 2, p. 437–449, 1990. ISSN 1939-9170. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2307/1940299>>. 10

VASCONCELOS, S. S. d.; FEARNSSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. d. A.; SILVA, P. R. T. d.; DIAS, D. V. Suscetibilidade da vegetação ao fogo no sul do Amazonas sob condições meteorológicas atípicas durante a seca de 2005. **Revista Brasileira de Meteorologia**, scielo, v. 30, p. 134 – 144, 06 2015. ISSN 0102-7786. 2, 11, 13

VASCONCELOS, S. S. de; FEARNSSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. de A.; NOGUEIRA, E. M.; OLIVEIRA, L. C. de; FIGUEIREDO, E. O. Forest fires in southwestern brazilian amazonia: Estimates of area and potential carbon emissions. **Forest Ecology and Management**, v. 291, p. 199 – 208, 2013. ISSN 0378-1127. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112712007207>>. 1, 11

VERMOTE, E. F.; KOTCHENOVA, J. P. R. **MODIS Surface Reflectance User´s Guide**. [S.l.: s.n.], 2011. 22

VéGA, C.; ST-ONGE, B. Mapping site index and age by linking a time series of canopy height models with growth curves. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 3, p. 951 – 959, 2009. ISSN 0378-1127. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708008025>>. 6

WAGNER, W.; ULLRICH, A.; MELZER, T.; BRIESE, C.; KRAUS, K. From single-pulse to full-waveform airborne laser scanners: potential and practical

challenge. **International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 35, n. Part B, p. 201–206, 2004. 5

WEHR, A.; LOHR, U. Airborne laser scanning—an introduction and overview. **{ISPRS} Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 54, n. 2-3, p. 68 – 82, 1999. ISSN 0924-2716. 5, 7

XAUD, H. A. M. **Abordagem multisensor aplicada ao monitoramento de florestas tropicais atingidas por incêndios em Roraima**. 153 p. Tese (Doutorado) — Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2013-04-25 2013. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m19/2013/04.05.16.14>>. Acesso em: 02 ago. 2016. 1, 2, 12, 13

ZANNE, A.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; COOMES, D.; ILIC, J.; JANSEN, S.; LEWIS, S.; MILLER, R.; SWENSON, N.; WIEMANN, M.; CHAVE, J. **Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum**. Dryad Digital Repository, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5061/dryad.234>>. 25

ZHANG, K.; CASTANHO, A. D. de A.; GALBRAITH, D. R.; MOGHIM, S.; LEVINE, N. M.; BRAS, R. L.; COE, M. T.; COSTA, M. H.; MALHI, Y.; LONGO, M.; KNOX, R. G.; MCKNIGHT, S.; WANG, J.; MOORCROFT, P. R. The fate of amazonian ecosystems over the coming century arising from changes in climate, atmospheric co₂, and land use. **Global Change Biology**, v. 21, n. 7, p. 2569–2587, 2015. ISSN 1365-2486. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12903>>. 10

ZHAO, F.; GUO, Q.; KELLY, M. 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. ISSN 0168-1923. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192312001967>>. 6

ZOLKOS, S.; GOETZ, S.; DUBAYAH, R. A meta-analysis of terrestrial aboveground biomass estimation using lidar remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v. 128, p. 289 – 298, 2013. ISSN 0034-4257. 75