INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais - CFT

INCÊNDIOS FLORESTAIS E QUEIMADAS NO AMAZONAS: DISTRIBUIÇÃO, SUSCETIBILIDADE E EMISSÕES DE CARBONO

SUMAIA SALDANHA DE VASCONCELOS

Manaus, Amazonas
Novembro, 2012

SUMAIA SALDANHA DE VASCONCELOS

INCÊNDIOS FLORESTAIS E QUEIMADAS NO AMAZONAS: DISTRIBUIÇÃO, SUSCETIBILIDADE E EMISSÕES DE CARBONO

Orientador: DR. PHILIP MARTIN FEARNSIDE
Coorientador: DR. PAULO MAURÍCIO LIMA DE ALENCASTRO GRAÇA

Tese apresentada ao PPG-BTRN como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências de Florestas Tropicais, área de concentração: Manejo Florestal.

Manaus, Amazonas
Novembro, 2012

Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS

DEFESA PÚBLICA TESE / PPG-CFT - INPA

Ata da Defesa Pública da Tese de Doutorado de **SUMAIA SALDANHA DE VASCONCELOS** aluno (a) do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS, realizada no dia 23 de novembro de 2012.

Aos 23 dias do mês de novembro de 2012, às 09h00min, na Sala de Aula do Programa de PG em Ciências de Florestas Tropicais - PPG-CFT, Campus III, INPA-V8, realizou-se a Defesa Pública da Tese de Doutorado intitulada: **"INCÊNDIOS FLORESTAIS E QUEIMADAS NO AMAZONAS: DISTRIBUIÇÃO, SUSCETIBILIDADE E EMISSÕES DE CARBONO"**, do (a) aluno(a) **SUMAIA SALDANHA DE VASCONCELOS**, em conformidade com o Artigo 68 do Regimento Interno do PPG-CFT e Artigo 52 do Regimento Geral da Pós-Graduação do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (MCTI-INPA) como parte final de seu trabalho para a obtenção do título de **DOUTOR (A) EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS,** área de concentração em **Manejo Florestal.** A Banca Examinadora foi constituída pelos seguintes professores doutores: IRVING FOSTER BROWN (UFAC/WHRC), REINALDO IMBROZIO BARBOSA (INPA/RR), EDUARDO DA SILVA PINHEIRO (UFAM), FRANCIS WAGNER CORREIA (UEA), FLÁVIO JESUS LUIZÃO (INPA). O(a) Presidente da Banca Examinadora, Dr. Phillip Martin Fearnside (orientador-INPA), deu início à sessão convidando os senhores membros e o(a) doutorando(a) a tomarem seus lugares e informou sobre os procedimentos a serem observados para o prosseguimento do exame. A palavra foi, então, facultada ao(à) Doutorando(a) que apresentou uma síntese do seu estudo e respondeu às perguntas formuladas pelos membros da Banca Examinadora. Depois da apresentação e argüição, a referida Banca Examinadora se reuniu e decidiu por

APROVAR a candidata por unanimidade.

A sessão foi encerrada às 12:40 e, para constar eu, Valdecira Azevedo, Secretária do PPG-CFT lavrei a presente Ata, que depois de lida e aprovada foi assinada pelo Presidente e membros da Banca Examinadora. Em Manaus (AM), 23 de novembro de 2012.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. IRVING FOSTER BROWN — Membro

Prof. Dr. REINALDO IMBROZIO BARBOSA — Membro

Prof. Dr. EDUARDO DA SILVA PINHEIRO — Membro

Prof. Dr. FRANCIS WAGNER CORREIA — Membro

Prof. Dr. FLÁVIO JESUS LUIZÃO — Membro

Prof. Dr. PHILLIP MARTIN FEARNSIDE
Presidente da Banca

Prof. Dr. JOSÉ FRANCISCO DE CARVALHO GONÇALVES
Coordenador do PPG-CFT

PPG CFT
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS
Mestrado e Doutorado

INPA
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA

Av. André Araújo, 2936 - Aleixo
CEP: 69.060-010 - Manaus, AM, Brasil
Fone/Fax: +55(92)3643-1838
www.cft.inpa.gov.br - email: cft@inpa.gov.br

GOVERNO FEDERAL
BRASIL
PAÍS RICO É PAÍS SEM POBREZA

V331 Vasconcelos, Sumaia Saldanha de
Incêndios florestais e queimadas no Amazonas: distribuição, suscetibilidade e emissões de carbono / Sumaia Saldanha de Vasconcelos.--- Manaus : [s.n.], 2012.
xiii, 91 f. : il. color.

Tese (doutorado) --- INPA, Manaus, 2012
Orientador : Philip Martin Fearnside
Coorientador : Paulo Maurício Lima de Alencastro Graça
Área de concentração : Ciências de Florestas Tropicais

1. Queimadas. 2. Aquecimento global. 3. Imagem de satélite. 4. Seca. 5. Focos de calor. I. Título.

CDD 19. ed. 574.52642

Sinopse:

Este estudo apresenta a distribuição espacial e temporal de fogo ativo no Amazonas, a suscetibilidade da vegetação ao fogo sob condições meteorológicas atípicas, e estimativas de queima de biomassa florestal e emissões de carbono na região sul do Amazonas.

Palavras-chave: Fogo, queima de biomassa, floresta Amazônica, sensoriamento remoto, efeito estufa, aquecimento global.

Ofereço

Ao Senhor meu Deus, criador dos céus e da terra.

Dedico

Ao meu amado Marcelo e aos
meus queridos filhos Karol,
Rômulo e Maria Clara.

Agradecimentos

Sou especialmente grata ao Senhor Deus, por me sustentar com sua destra: '*Tu conservas em paz aquele cuja mente está firme em ti; porque ele confia em ti*.'(Isaías 26:3).

À Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), pela oportunidade de formação.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudos.

Ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia de Serviços Ambientais da Amazônia (INCTServamb), pelo suporte financeiro ao projeto.

Aos Doutores Philip M. Fearnside e Paulo M. L. A. Graça, pela orientação e apoio.

A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Centro de Pesquisa Agroflorestal do Acre (Embrapa-CPAF-Acre), pela concessão da área de estudo e logística de campo.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais/Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos (INPE/CPTEC) na pessoa do Dr. Alberto Setzer, pela concessão dos dados de focos de calor e parte dos dados meteorológicos.

Ao Dr. Francis Wagner Silva Correia, por disponibilizar os dados mensais de chuva.

Ao Mestre Paulo Ricardo Teixeira da Silva, pelo pré-processamento dos dados meteorológicos.

Agradeço aos Mestres Luís Claudio de Oliveira e Evandro Orfanó Figueiredo, por disponibilizar os dados das parcelas permanentes e uma área para validar fogo na floresta.

Ao Dr. Euler Melo Nogueira, pela amizade e sugestões no manuscrito.

Aos colegas do Laboratório de Capacidade de Suporte Humano e Agroecossistemas, pela colaboração, apoio e amizade.

Agradeço às minhas famílias acriana e paulista, pelo apoio espiritual e incentivo,

Agradeço especialmente aos meus queridos Marcelo, Karol, Rômulo e Maria Clara, pelo carinho, compreensão e apoio emocional em todos os momentos, pois '*nenhum sucesso na vida compensa o fracasso do lar*' (David O. McCay).

RESUMO

Na Amazônia, o fogo é um dos mais importantes agentes de distúrbios por sua conexão com as atividades de uso da terra, composição atmosférica e ciclo global do carbono. Os resultados apresentados neste estudo fornecem informações substanciais sobre regime e comportamento do fogo e interações com o uso da terra e componentes meteorológicos, além dos impactos decorrentes de incêndios florestais na biomassa e emissões de carbono no Amazonas. No Capítulo 1, séries temporais de focos de calor, desmatamento e de chuva, derivadas de dados de satélites foram utilizadas para determinar a distribuição temporal e espacial de fogo no Amazonas evidenciando os padrões sazonais de cada variável e interações com a queima de biomassa. No sul do Amazonas foram detectados 60% dos focos de calor com grande variabilidade temporal mensal e anual. Entre 95% e 99% dos focos foram registrados durante o período de maior atividade de fogo (julho a março) com picos nos meses de agosto, setembro e outubro, coincidindo com os meses de menor precipitação. A atividade de desmatamento ocorre cerca de três meses antes do início da atividade de fogo. Os focos de calor não apresentaram relação linear com a área desmatada ($p = 0.294$, $r^2 = 0.002$, $n = 68$, dados do DETER; $p = 0.357$, $r^2 = 0.000$, $n = 10$, dados do PRODES), mas forte relação inversa com a precipitação ($p < 0.001$, $b = -0.009$, $n = 120$), com marcante sazonalidade e variabilidade anual, padrões espacialmente próximos e temporalmente dinâmicos ao longo do tempo. No Capítulo 2 foram determinadas as condições meteorológicas nas quais ocorre o maior número de eventos de fogo na vegetação do sul do Amazonas em um ano de seca normal (2004) e em um ano de seca severa (2005), potencializada por anomalia climática. No ano de seca severa, a área do sul do Amazonas suscetível ao fogo foi 83% maior do que em 2004. Em 2004 e 2005, 48% e 79%, respectivamente, das células com focos de calor atenderam simultanemente as condições meteorológicas propícias à combustão vegetal, com precipitação acumulada mensal inferior a 100 mm, temperatura média do ar maior que 24°C, e umidade relativa do ar inferior a 65%, principalmente em agosto e setembro. O número de focos de calor detectados em 2005 foi mais que duas vezes o valor de 2004. As condições meteorológicas apresentaram tendência de separação entre os anos, mas não entre as áreas com e sem focos de calor (PC1 = 48%, PC2 = 22%). Os parâmetros meteorológicos apresentaram valores bastante preditivos para ocorrência de fogo no Amazonas ($b = 0,83$; $p < 0,001$; EP = 0,13; $n = 8$). O Capitulo 3 apresenta estimativas de áreas de florestas afetadas por incêndios ocorridos em 2005 nos municípios de Boca do Acre e Lábrea (sul do Amazonas) e da perda de biomassa, estoque de carbono e das emissões comprometidas pelo aumento da mortalidade de árvores em decorrência do fogo. Cicatrizes de fogo observadas nas imagens do satélite Landsat TM-5 de 2004-2006 foram interpretadas visualmente e digitalizadas. Foram mapeados ~865,6 km² de floresta afetada pelo fogo, a maioria (2,9% da cobertura florestal total) concentradas ao longo das bordas sul dos municípios que fazem fronteira com os estados de Rondônia e Acre. A maior perda de biomassa em função do aumento na mortalidade de árvores ocorreu quatro anos após o fogo: $4,5 \times 10^6$ Mg (total) e de $3,7 \times 10^6$ Mg (acima do solo). Consequentemente, $2,2 \times 10^6$ Mg C (total) e $1,8 \times 10^6$ Mg C (acima do solo) das emissões potenciais de carbono foram comprometidas a partir da queima inicial da biomassa florestal e das árvores mortas pelo fogo. Emissões ocorrerão por meio da oxidação da biomassa morta por decomposição ou pela combustão, em eventos de fogo subsequentes. Incêndios afetam extensas áreas de floresta e podem emitir quantidades significativas de carbono para a atmosfera, em períodos de seca severa.

ABSTRACT

In Amazonia, fire is one of the most important disturbance agents through its connection with the land-use activities, atmospheric composition and the global carbon cycle. The results presented in the present study provide substantial information about the patterns and behavior of fire and its interactions with land use and meteorological components, as well as the impacts of forest fires on biomass and carbon emissions in Brazil's state of Amazonas. In Chapter 1 time series are derived from satellite data for hotspots, deforestation and rain, and these are used to determine the temporal and spatial distributions of fire in Amazonas. The seasonal patterns of each variable are determined together with their interactions with biomass burning. Of hotspots detected in the state of Amazonas, 60% were in the southern part of the state (with great temporal variability on both monthly and yearly timescales). Between 95% and 99% of the hotspots were recorded during the burning highest activity period (July to March) with peaks in frequency between August and October (the period of the year with the lowest precipitation). Deforestation activity occurs approximately three months before the start of the burning activity. The number of hotspots showed no linear relationship with the area deforested ($p = 0.294$, $r^2 = 0.002$, $n = 68$, DETER data; $p = 0.357$, $r^2 = 0.000$, $n = 10$, PRODES data), but strong inverse relationship with precipitation ($p < 0.001$, $b = -0.009$, $n = 120$). Hotspots are clustered in areas undergoing deforestation. There is marked seasonal and annual variability, with patterns changing over time. In Chapter 2 we determined the meteorological conditions under which the largest number of fire events occurs in southern Amazonas in a dry year (2004) and in a year (2005) with a severe drought that was provoked by a climate anomaly. In the year with the severe drought the spatial extent of the area in the southern part of the state of Amazonas that was susceptible to fire was 83% greater than in. In 2004 and 2005, 48% and 79%, respectively, of the cells with hotspots had weather conditions that were conducive to combustion, with monthly rainfall below 100 mm, average air temperature greater than 24°C, and relative humidity less than 65% (mainly in August and September). The number of hotspots detected in 2005 was more than twice the number detected in 2004. Meteorological parameters showed a tendency to differ between years, but not between areas with and without hotspots (PC1 = 48%, PC2 = 22%). Meteorological parameters showed values quite predictors of fire occurrence in the state of Amazonas ($b = 0{,}83$; $p < 0{,}001$; EP = 0,13; $n = 8$). Chapter 3 presents estimates areas affected by forest fires that occurred in 2005 in the municipalities of Boca do Acre and Lábrea (in the southern portion of the state of Amazonas) and presents estimates of loss of biomass and carbon stocks, as well as estimates of committed emissions from increased mortality of trees as a result of the fire. Fire scars observed on Landsat TM-5 satellite images from 2004-2006 were interpreted visually and were digitalized. We mapped ~865,6 km² of forest affected by fire, most (2.9% of the total forest cover) was concentrated along the southern borders of the municipalities bordering the states of Rondônia and Acre. The greatest loss of biomass due to an increase mortality of trees occurred four years after the fire: 4.5×10^6 Mg (total) and 3.7×10^6 Mg (above ground). Consequently, 2.2×10^6 Mg C (total) and 1.8×10^6 Mg C (above ground) of potential carbon emissions were committed from the initial burning of forest biomass and from the trees killed by the fire. Emissions occur through oxidation of dead biomass either by decomposition or by combustion. Forest fires affect extensive areas of forest and can emit significant quantities of carbon into the atmosphere in periods of severe drought.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL 15
OBJETIVO GERAL 18
OBJETIVOS ESPECÍFICOS 18
CAPÍTULO 1 – Variability of vegetation fires with rain and deforestation in Brazil´s state of Amazonas 19
Abstract 19
1 INTRODUCTION 19
2 MATERIAL AND METHODS 22
2.1 Study area 22
2.2 Data on fire, precipitation and deforestation 23
2.3 Burning period and the spatial and temporal distributions of fire 25
2.4 Data analysis 25
3 RESULTS 26
3.1 Spatial distribution of fire in vegetation 26
3.2 Temporal distribution of fire in vegetation 27
4 DISCUSSION 31
5 CONCLUSION 37

CAPÍTULO 2 - Suscetibilidade da vegetação do sul Amazonas ao fogo sob condições meteorológicas atípicas durante a seca de 2005. 39
Resumo 39
1 INTRODUÇÃO 39
2 MATERIAIS E MÉTODOS 42
2.1 Área de estudo 42
2.2 Materiais 43
2.2.1 Dados meteorológicos 43
2.2.2 Dados de focos de calor 44
2.3 Método 45
2.3.1 Processamento dos dados meteorológicos e focos de calor 45
2.3.2 Análise dos dados 46

3 RESULTADOS 47
3.1 Condições meteorológicas nas células com e sem focos de calor 47
3.2 Focos de calor em relação às condições meteorológicas 49
4 DISCUSSÃO 52
5 CONCLUSÃO 55

CAPITULO 3 – Forest fires in southwestern Brazilian Amazonia: Estimates of area and potential carbon emissions 56
Abstract 56
1 INTRODUCTION 56
2 MATERIALS AND METHODS 58
2.1 Study area 58
2.2 Mapping of forest fire scars 59
2.3 Evaluation and accuracy of the mapping 61
2.4 Structure of the forest affected by fire 62
2.5 Data analysis 63
2.5.1 Calculation of the stock of live biomass affected by fire and of carbon emissions 63
2.5.2 Disentangling the effects of drought and fires 64
3 RESULTS 65
3.1 Mapping forest affected by fires 65
3.2 Changes in stem density 66
3.3 Loss of biomass and potential carbon emissions at the plot level 68
3.4 Effect of the fire and of drought on biomass 69
3.5 Loss of biomass and potential carbon emissions at the regional level 69
4 DISCUSSION 71
4.1. Extent of forest fires in southern Amazonas 71
4.2. Increase in mortality of trees, loss of biomass and carbon emission 72
4.3. Implications for policy 74
5 CONCLUSIONS 75
CONCLUSÃO GERAL 76
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 79

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1 – Variability of vegetation fires with rain and deforestation in Brazil´s state of Amazonas 19

Table 1. Yearly hotspot detections by the AQUA satellite (MODIS sensor) from 2003 to 2012 in the state of Amazonas and in seven municipalities in the southern part of the state. 26

Table 2. Temporal distribution of hotspot detections by the AQUA satellite (MODIS sensor) from 2003 to 2012 in the state of Amazonas and in its mesoregions. 28

CAPÍTULO 2 - Suscetibilidade da vegetação do sul Amazonas ao fogo sob condições meteorológicas atípicas durante a seca de 2005. 39

Tabela 1. Número de células que atenderam simultaneamente as condições meteorológicas mínimas propícias à ocorrência de fogo* no período de julho a outubro nos anos de 2004 (sem anomalia climática) e 2005 (com anomalia climática) no sul do Amazonas. 47

Tabela 2. Número de células com focos de calor e número de células que atenderam simultaneamente as condições meteorológicas mínimas propícias à ocorrência de fogo* no período de julho a outubro nos anos de 2004 (sem anomalia climática) e 2005 (com anomalia climáticas) e 2005 (com anomalia climática) no sul do Amazonas. 48

Tabela 3. Médias das condições meteorológicas mensais nos anos de 2004 e 2005 nas células com e sem focos de calor no sul do Amazonas. 49

CAPITULO 3 – Forest fires in southwestern Brazilian Amazonia: Estimates of area and potential carbon emissions 56

Table 1. Orbit and row with the dates of each Landsat-5 TM scenes in the years 2004, 2005 and 2006. 60

Table 2. Error matrix for the mapping of the area of forest not affected by fire (FnAF), of the area affected by fire (FAF) in 2005, and of the deforested area. 62

Table 3. Areas of forests affected by fire (km²) in 2005, by forest type in Boca do Acre and Lábrea, in Amazonas, Brazil. 64

Table 4. Density of live and dead trees (stems ha-1 ±SEa) with DBH ≥ 10 cm, dry biomass in live and dead trees (Mg ha-1 ±SEa) and committed absolute loss of dry biomassb since 2001 (Mg ha-1) in the trees killed in the plots affected by the fire. 67

Table 5. Density of live and dead trees (stems ha-1±SEa) with DBH ≥ 10 cm, dry biomass in live and dead trees (Mg ha-1±SEa) and committed absolute loss of dry biomassb since 2001 (Mg ha-1) in dead trees in the plots that were not affected by fire. 67

Table 6. Number of trunks (mean ± SEa; stems ha-1) and live dry biomass above-ground (mean ± SEa; Mg ha-1) in the 10 plots affected by fire and in the five plots not affected by fire.....69

Table 7. Estimates of the mean total live biomass and (above-ground live biomass) by type of forest (dry weight in Mg ha-1), total live biomass in the areas of forest affected by fire (106 Mg), ratio of the committed absolute loss of biomass and committed emissions of carbon 1 and 4 years after fire (5.3% and 14.4%)[a].....70

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1 – Variability of vegetation fires with rain and deforestation in Brazil´s state of Amazonas 19

Figure 1. Political boundaries in the state of Amazonas. The limits of the four mesoregions and of the municipalities located in the southern portion of the state are shown. 23

Figure 2. Linear regression between the number of hotspots in the state of Amazonas and the area deforested monthly (A) in km2/month from 2004 to 2012 and (B) between the number of hotspots and the area deforested annually in km2/year from 2003 to 2012. Years with drought of great magnitude and persistence (2005 and 2010) are highlighted. 29

Figure 3. Quasi- GLM Poisson regression between the number of hotspots and the cumulative monthly precipitation (mm/year) in the period from 2003 to 2012 (E) in the state of Amazonas ($p < 0.001$, $b = -0.009$) and in the mesoregions: (A) Northern ($p < 0.001$, $b = -0.009$), (B) Central-eastern ($p < 0.001$, $b = -0.012$), (C) Southern ($p < 0.001$, $b = -0.013$) and (D) Western ($p < 0.001$, $b = -0.011$). 30

Figure 4. Monthly time series for the period from 2004 to 2012 for the state of Amazonas for rainfall derived from the MERGE product - the dashed line is the mean (a), for the area deforested (km2) from the database of INPE-DETER (b) and for the number of hotspots detected by the AQUA satellite (c). Gray bars indicate the time period of fire activity. DETER estimates include both totally deforested areas (clear-cutting) and areas in the process of losing canopy cover through forest degradation. 34

Figure 5. Spatialization of hotspots detected by the AQUA satellite from 2003 to 2012 (A) and spatialization of cumulative total of deforested areas from 2003 to 2011 based on data from INPE's PRODES program (B) in the Brazilian Amazon. 35

CAPÍTULO 2 - Suscetibilidade da vegetação do sul Amazonas ao fogo sob condições meteorológicas atípicas durante a seca de 2005. 39

Figura 1. Área de estudo no sul do Amazonas com extensão de 296.789 km² apresentando os limites dos municípios de Boca do Acre, Lábrea, Canutama, Humaitá, Manicoré, Novo Aripuanã e Apuí. 43

Figura 2. Grade numérica regular da precipitação (mm) sobreposta aos focos de calor do satélite AQUA (pontos em vermelho) do mês de agosto de 2005 no sul do Amazonas. 46

Figura 3. Distribuição mensal do número de focos de calor em relação à precipitação (mm), temperaturas do ar (°C) mínima, média e máxima, e umidade relativa do ar (%) no sul do Amazonas nos anos de 2004 e 2005. 50

Figura 4. Análise de componentes principais (PCA) dos parâmetros meteorológicos entre os anos de 2004 e 2005 (A - onde os círculos cinza são as células de 2005 e círculos pretos são as células de 2004) e entre os conjuntos de células com e sem focos de calor (B – onde os

círculos cinza são as células com focos de calor e círculos pretos são as células sem focos de calor). 51

Figura 5. Número de focos de calor observados contra o número de focos de calor esperados pelo modelo regressão de Poisson (N° focos de calor = $e^{(-19,23 - 0,0104*\text{precipitação} + 0,796*\text{Temperatura máxima})}$) usando os dados de precipitação e temperatura máx ima do ar dos anos de 2004 e 2005. 52

CAPITULO 3 – Forest fires in southwestern Brazilian Amazonia: Estimates of area and potential carbon emissions……56

Fig. 1. Location of the municipalities of Boca do Acre and Lábrea (Amazonas state) and permanent plots (black circles) in the municipalities of Acrelândia and Senador Guiomard (Acre state) in the southwestern Amazon. 59

Fig. 2. Clipping of an area of forest affected by fire in an R(5)-G(4)-B(3) color composite, showing the different dates used in the mapping process: (a) area on 1 Sept. 2004 without fire; (b) area on 20 Sept. 2005 with recent fire scars, (c) areas on 21 July 2006 showing scars of fire that occurred in 2005, and (d) mapping of forests affected by the fire in 2005. 61

Fig. 3. Areas of forests affected by fires (polygons in yellow) in 2005 in Boca do Acre and Lábrea, Amazonas, Brazil. 66

INTRODUÇÃO GERAL

O fogo é um componente natural de muitos ecossistemas, mas na Amazônia é um dos mais importantes agentes de distúrbios por meio de sua conexão com as atividades de uso da terra, composição atmosférica e ciclo global do carbono (Nepstad *et al*. 1999, Morisette *et al.* 2005). A prática do uso do fogo no manejo de pastagens, cultivos agrícolas, vegetação secundária (capoeiras) e queima da derrubada, durante o período de seca, faz parte do paradigma de desenvolvimento da Amazônia (Fearnside 1990; van der Werf *et al*. 2010). Porém, em anos de seca de grande magnitude e persistência, o risco de incêndios na vegetação florestal e não florestal pode aumentar consideravelmente (Cochrane *et al*. 2003; Nepstad *et al*. 2004). Adicionalmente, a condição de seca severa aumenta a suscetibilidade da floresta, e exacerba o impacto das queimadas e incêndios na vegetação (Schroeder *et al*. 2005). Outro efeito decorrente da queima da vegetação, oriunda tanto de queimadas como de incêndios, é o aumento significativo da perda de biomassa e emissões de carbono para a atmosfera (Fearnside 2002; Fearnside 2003; Alencar *et al*. 2006). Incêndios rasteiros em floretas intactas podem eliminar entre 23% e 44% das árvores com DAP $\geq$ 10 cm (Houdswoth e Uhl 1997; Cochrane e Schulze 1999) podendo liberar uma quantidade adicional e significativa de CO_2 (Nepstad *et al*. 1999) e aerossóis para a atmosfera, com impacto direto no ciclo global do carbono influenciando o aquecimento global (Fearnside 2003; Longo *et al.* 2009).

Estima-se que durante a grande seca decorrente do El Niño de 1997/1998 mais de 11×10^3 km^2 de florestas primárias foram queimadas acidentalmente no estado de Roraima, e o total de C equivalente de CO_2 emitido pela combustão da biomassa vegetal foi de $\sim 18 \times 10^6$ Mg dos quais 67% eram de florestas afetadas pelo fogo (Barbosa e Fearnside, 1999). Nesse mesmo período, cerca de 40×10^3 km^2 de floresta foram queimadas na Amazônia brasileira e estima-se que as emissões de carbono comprometidas anuais chegaram a 0,049 ± 0,329 Pg (1 Pg = 10^{15} g = 10^9 toneladas) (Alencar *et al.* 2006). Durante a seca de 2005, potencializada pelo aquecimento das temperaturas da superfície do Oceano (SSTs) Atlântico Norte tropical (Marengo *et al.* 2008; Cox *et al*. 2008), mais 200×10^3 ha de áreas com pastagens e cultivos agrícolas foram queimados acidentalmente e mais de 360×10^3 ha de floresta em pé foram afetadas pelo fogo na fronteira tri-nacional dos estados de Madre de Dios/Peru – Acre/Brasil – Pando/Bolívia (Brown *et al*. 2006). O impacto na biomassa e emissão de carbono dessas florestas nessa região ainda é desconhecido.

As queimadas e incêndios florestais causam perda da biodiversidade, com impactos diretos na composição das espécies (Slik et al. 2002) e estrutura da floresta (Cochrane 2003), erosão e perda de fertilidade do solo (Jain et al. 2008). O declínio na diversidade de espécies de plantas leva a redução da disponibilidade de frutos e fauna, reduzindo o suprimento de alimento de pássaros e outros animais (Barlow e Peres 2006). A fumaça causa mudanças nas propriedades físicas das nuvens reduzindo a precipitação (Andreae et al. 2004) e aumentando a concentração e o tempo de residência dos aerossóis na atmosfera (Artaxo et al. 2002; Koren et al. 2007) causando impactos na saúde humana (Mendonça *et al*. 2004; Ignotti *et al*., 2010; Prass *et al*., 2012).

O uso de dados de sensores orbitais na detecção de incêndios e queimadas ativas e na identificação e mapeamento de cicatrizes de fogo na vegetação têm sido globalmente utilizados em estudos sobre fogo, pois fornecem relevantes informações sobre a sua distribuição espacial e temporal, além de permitir estimar tanto a área afetada pelo fogo, como a perda de biomassa e emissões de carbono decorrente desses eventos.

Diante do cenário exposto, informações espaciais e temporais sobre ocorrência de queimadas e incêndios, bem como quantificação da área e da biomassa afetada pelos incêndios florestais no sul do Amazonas são prioritárias e críticas mediante a frequência de eventos de seca extrema na região. Essas informações são necessárias para: o monitoramento, fiscalização, combate e controle do fogo; determinação do regime de queima no Amazonas e; suprir modelos de risco de fogo e climáticos que requerem estimativas de emissões de gases traços-traço e aerossóis provenientes da combustão da biomassa. Além disso, os incêndios florestais são uma ameaça à integridade da floresta e uma fonte adicional de CO_2 para atmosfera, mas pouco estudada e, as mudanças climáticas previstas proporcionam condições favoráveis à ocorrência de fogo em larga escala com implicações para a conservação da floresta afetando o potencial e a confiabilidade de todas as formas atuais de gestão florestal com impacto tanto na gestão para produção de madeira como na gestão de serviços ambientais, tais como o armazenamento de carbono.

Em função da necessidade de melhor quantificar os impactos do fogo nos estoques de biomassa e carbono da floresta, da escassez de estudo sobre a suscetibilidade da vegetação ao fogo no estado do Amazonas e diante do cenário apresentado, as perguntas levantadas neste estudo foram:

1. Onde e quando ocorrem queimadas e incêndios florestais no Amazonas e quais os padrões sazonais de chuva e desmatamento e a influência dessas variáveis com a atividade de fogo?
2. Quais são as condições meteorológicas propícias para ocorrência de fogo no sul do Amazonas em anos com e sem seca severa?
3. Após os incêndios florestais ocorridos em 2005, qual a área estimada de floresta afetada pelo fogo (FAF) no sul do Amazonas, tendo em vista que nos anos subsequentes essas áreas estarão mais suscetíveis a novos incêndios?
4. Qual a estimativa da perda de biomassa por tipo de floresta e consequentes emissões comprometidas de carbono para a atmosfera nas áreas de florestas afetadas pelo fogo (FAF) em 2005 no sul do Amazonas?

Nesse sentido, essa tese tem como objetivo avaliar a ocorrência de fogo no Amazonas, determinar a suscetibilidade da vegetação ao fogo e estimar a perda nos estoques de biomassa da floresta afetada pelo fogo e emissões comprometidas de carbono no sul do Amazonas.

Esta tese está dividida em três capítulos. O Capítulo 1 apresenta a distribuição temporal e espacial de fogo ativo e sua interação com precipitação e desmatamento no Amazonas. Foram utilizadas séries temporais de focos de calor, precipitação mensal derivadas de imagens de satélites e estimativas de desmatamento mensal (DETER) e anual (PRODES), determinando o período de atividade de fogo, a variabilidade, os padrões sazonais dessas variáveis e a existência ou não de relação entre elas. O Capítulo 2 enfoca a questão da suscetibilidade da vegetação do sul do Amazonas ao fogo sob condições meteorológicas atípicas nas quais ocorreu o maior número de focos de calor em um ano de seca sem anomalia climática e em um ano de seca com anomalia climática. E por fim, o Capítulo 3 apresenta o mapeamento de áreas de florestas afetadas pelo fogo nos municípios de Boca do Acre e Lábrea (sul do Amazonas) em 2005, a partir de cicatrizes observadas nas imagens de satélite, além de estimar a perda de biomassa total e o estoque de carbono comprometido para emissões decorrentes do aumento na mortalidade das árvores em consequência dos incêndios.

OBJETIVO GERAL

Avaliar a ocorrência de fogo no Amazonas, determinar a suscetibilidade da vegetação ao fogo e estimar a perda nos estoques de biomassa da floresta afetada pelo fogo e emissões comprometidas de carbono no sul do Amazonas.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar a distribuição temporal e espacial de eventos de fogo ativo no Amazonas no período de 2003-2012.

2. Caracterizar os padrões sazonais de chuva e desmatamento e verificar a influência dessas variáveis com a atividade de fogo no estado do Amazonas.

3. Determinar as condições meteorológicas nas quais ocorre o maior número de eventos de fogo na vegetação do sul do Amazonas em um ano de anomalia climática, com evento extremo de seca (2005), e em um ano sem anomalia climática, sem eventos extremos de seca (2004).

4. Verificar se os parâmetros meteorológicos nas áreas com focos de calor são diferentes dos observados nas áreas sem focos de calor e se esses parâmetros apresentam valores preditivos para a ocorrência de fogo no sul do estado do Amazonas, nos anos de 2004 e 2005.

5. Mapear áreas de florestas afetadas pelo fogo em 2005, nos municípios de Boca do Acre e Lábrea, sul do estado do Amazonas.

6. Estimar a perda de biomassa e o estoque de carbono comprometido para emissões decorrentes do aumento na mortalidade das árvores devido aos incêndios florestais ocorridos em 2005, nos municípios de Boca do Acre e Lábrea, sul do estado do Amazonas.

CAPÍTULO 1 – Variability of vegetation fires with rain and deforestation in Brazil´s state of Amazonas[1]

Abstract
Understanding the variability of fire events and their relationship to precipitation and changes in land use and land cover is essential in order to evaluate the susceptibility of Amazonian vegetation. Time series of hotspots, of deforested area and of rainfall (all derived from satellite data) were used to determine the temporal and spatial distributions of fire in Brazil's state of Amazonas in order to establish the seasonal patterns of each variable and interactions with biomass burning. From 2003 to 2012, 60% of the hotspots detected were in the southern part of the state, with high variability between different months and years. Between 95% and 99% of the hotspots were recorded during the period of greatest occurrence of burning (July to March) with peaks during the months of August, September and October (the months with the lowest precipitation), suggesting that fires in Amazonas are mainly initiated by humans. Deforestation activity occurs approximately three months before the start of the burning activity. The number of hotspots did not show a relationship with the area deforested but showed a strong inverse relationship with rainfall. There is marked seasonal and annual variability, with patterns changing over time. Over the last decade the hotspots detected in Amazonas are associated not only with changes in land use and cover, but also with the use of fire in managing deforested areas.

Keywords: Hotspots; Fires; Droughts; Remote sensing; Amazonia; Burning; Global warming; Climate change

1 INTRODUCTION

Fire is an important agent of disturbance that influences climate and tropical ecosystems through its connection with land-use dynamics, atmospheric composition and the global carbon cycle (Morisette et al., 2005). Deforestation and burning of the forest dramatically reduces biodiversity and can cause a variety of environmental impacts, such as erosion and loss of soil fertility (Jain et al., 2008) and emission of gaseous pollutants (Longo et al., 2009). Forest fires from human activity severely affect the structure and floristic composition of tropical forests by reducing the number of individuals by 20% to 30% (Slik et al., 2002), reducing the diversity of plant species by 15% to 33% (Araújo et al., 2010), and reducing the percentage of canopy cover (Cochrane and Schulze, 1999). Effect on species

[1] Esse capítulo foi resubmetido para publicação em abril 2013 e está escrito conforme as normas da revista Remote Sensing Environment.

composition can be observed even 15 years after a fire (Slik et al., 2002). The decline in the diversity of plant species leads to reduction in the availability of fruits and fauna, thus reducing the food supply that supports birds and other animals (Barlow and Peres, 2006). Studies in seven 0.25-ha (10 × 250 m) plots in *terra firme* (upland) forest in the Tapajós-Arapiuns Extractive Reserve in the state of Pará showed that forest fires dramatically increase the mortality of trees with ≤ 40 cm diameter at breast height (DBH, measured 1.3 m above the ground or above any buttresses) between 1 and 3 years after the fires (Barlow et al., 2002; Barlow et al., 2003). Another study done in ten 0.2-ha plots affected by fire in 2005 in the Embrapa Community Forest Management Project in the municipalities of Senator Guiomard and Acrelândia (both in the state of Acre) indicated that tree mortality for this DBH range may reach 83% in the first year after the fire (2006) and 89% four years after the fire (2009) (Vasconcelos et al., 2013). In addition, recurrent fire events slow forest growth (Davidson et al., 2012). Burning of forests in areas that are being cleared for agriculture and livestock, forest fires and burning of secondary forests, pastures and different types of savannas substantially increase biomass losses and carbon emission to the atmosphere (Alencar et al., 2006; Fearnside, 2002). In years with El Niño-Southern Oscillation (ENSO) events, such as 1997-1998, committed carbon emissions due to forest fires in Brazilian Amazonia may reach 0.049 to 0.329 Pg C (1 Pg = 10^{15} g = 10^{9} tons) (Alencar et al., 2006). During extreme droughts in Atlantic-dipole events, as in 2005, the absolute committed loss of carbon due to decreased biomass from tree mortality caused by fires can reach 5.3% one year after the fire and 14.4% between one and four years after the fire (Vasconcelos et al., 2013).

The smoke emitted by burning and forest fires in the Amazon changes the physical properties of clouds and reduces precipitation (Ackerman et al., 2000; Andreae et al., 2004). The concentration of atmospheric aerosols increases (Artaxo et al., 2002; Davidson et al., 2012; Koren et al., 2007), as does their average residence time (Ramanathan et al., 2001). These aerosols have a significant negative impact on human health (Brown et al., 2006; Mendonça et al., 2004) and have been positively associated with morbidity (for example in respiratory diseases and in risk of low birth weight) and in mortality of different age groups (Prass et al., 2012; Ignotti et al., 2010; Castro et al., 2009).

The differences in the length and severity of the dry season in the Amazon region delineate distinct periods of increased flammability of the vegetation (Schroeder et al., 2005). The duration and the spatial location of burning events reflect the seasonal variation in rainfall

and the presence of anthropogenic ignition sources (Cardoso et al., 2003). For example, during the 2005 drought, which was attributed to the anomalous peak in sea-surface temperature (SST) in the tropical North Atlantic Ocean that severely affected the southern region of the Amazon (Cox et al., 2008; Marengo et al., 2008), there was a dramatic increase of hotspots detected by satellites in the southern portion of the Amazon region (Brown et al., 2006; Aragão et al., 2008). “Hotspots” on a satellite image consist of the detection of the signal from the radiance of fire flames with temperatures of approximately 335 K in channel 21 and 330 K in channel 22 of the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensor, whose emission peaks are situated in the mid-infrared region (3.929-3.989 µm) (Soares et al., 2007). The MODIS sensor is practically free of false detections (less than 0.01%) and can detect a fire front 30 m in length by 1 m or greater in width (INPE, 2013a). However, since the picture element ("pixel") of this sensor is 1 km × 1 km for data available on a daily basis, a fire measuring only a few tens of m^2 can be identified as occupying 1 km^2 under nadir conditions and up to 3 km^2 if viewed from other angles (e.g., INPE, 2013a). A hotspot can indicate a single small area of burning, several small fires, or one very large fire inside the pixel (França, 2004; INPE, 2013a). This means that a fire needs to occupy only a small fraction of the total area of the pixel to saturate the mid-infrared channel and thus be detected (Belward et al., 1993; Schroeder et al., 2009).

In recent decades, the number of polar-orbiting satellites with active-fire monitoring capacity has increased, thus increasing the capacity of organized civil society to delineate the variability and the spatial and temporal patterns of fire distribution in remote, hard-to-reach areas like the Amazon. Over two decades ago Brazil’s National Institute for Space Research (INPE) has had an excellent system for monitoring fire, with results now freely available by internet (http://www.inpe.br/queimadas). Data on hotspots have been used satisfactorily in monitoring fire events at local and regional scales (Aragão et al., 2008; Brown et al., 2006; França and Setzer, 2001; Morisette et al., 2005 ; Morton et al., 2008; Schroeder et al., 2005) and at the global scale (Giglio et al., 1999; Justice et al., 2002; Malingreau, 1990).

A large number of hotspots is detected by satellites annually in the tropics (Dwyer et al., 2000), primarily due to the widespread use of fire for land management in these regions. In Brazil, the highest numbers of hotspots detected every year are in *cerrado* (central Brazilian savanna) and in forest along the southern and eastern edges of the Amazon biome (Schroeder et al., 2005). This crescent-shaped region of forest is known as the "arc of

deforestation" (also called the “arc of fire”). Information on the location and extent of instances of burning in deforested areas and of forest fires is important for defining strategies to control the use of fire and for real-time alerts that permit fighting and preventing fires. This information is also important in ecological and economic damage assessment and as an input to both climate models (Justino et al., 2011) and models of fire (Alencar et al., 2006; Nepstad et al., 2004; Silvestrini et al., 2011).

In the present study we used a time series of hotspots (2003 to 2012) derived from satellite data with the goal of determining the temporal and spatial distributions of fire events in Brazil’s state of Amazonas. In addition, we used time-series data on precipitation and deforestation (2004 to 2012) to quantify seasonal patterns and to assess the influence of these variables on fire activity in the state.

2 MATERIAL AND METHODS

2.1 Study area

The study was done in Brazil’s state of Amazonas (Figure 1). The state covers 1,559,161 km² and has an estimated 3,483,985 inhabitants, 21% of whom live outside of urban areas (IBGE, 2012). The southern part of the state of Amazonas has recently become part of the arc of deforestation.

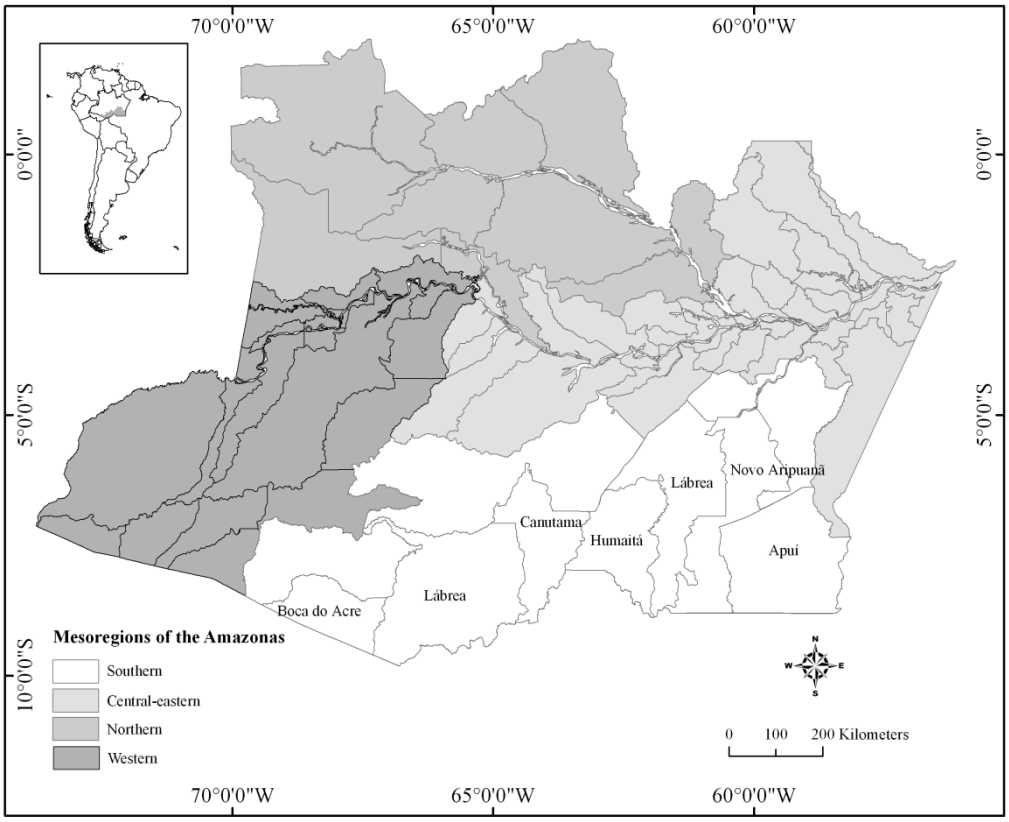

Figure 1. Political boundaries in the state of Amazonas. The limits of the four mesoregions and of the municipalities located in the southern portion of the state are shown.

2.2 Data on fire, precipitation and deforestation

Data on hotspots from MODIS Collection 5, which has higher radiometric accuracy than previous collections (Roy et al., 2008), were used to determine the temporal and spatial distribution of fire in the Amazon during the period from 2003 to 2012. The MODIS sensor we used is carried aboard the NASA's AQUA satellite, which INPE has chosen as one of its "reference satellites" to produce daily data on hotspots. These data are used to compose a time series that extends over the years since 2002, thus allowing an analysis of trends in the number of hotspots in the regions and years of interest.

The data on hotspots generated by INPE are made available in near real time (approximately three hours after being generated) (INPE, 2013a). Over the ten years for which we analyzed fire data, the AQUA satellite maintained a stable time of passage: 16:38 to 19:00 Greenwich Mean Time (GTM) or 12:38 to 15:00 local time in Amazonas.

To determine the dry period in Amazonas (cumulative precipitation ≤ 100 mm/month) a time series was used for the period from January 2004 to December 2012, of the cumulative monthly precipitation (mm/month) derived from the MERGE product from INPE, which is the combination of observed precipitation data at meteorological stations that are reported on a regular basis by the Global Telecommunication System (GTS), Data-Collection Platforms (PCDs) and regional centers in Brazil with the data on precipitation estimated by the 3B42RT algorithm of the Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) satellite. The validation of this dataset showed that the combination of TRMM results with observed data provided significant improvements in obtaining the precipitation field in a regular numerical grid for a region that has a low density of observations like the state of Amazonas (Vila et al., 2009). MERGE efficiently represents the main atmospheric systems that cause precipitation in Amazonia and throughout South America, making this the best available source of precipitation data reflecting the high spatial and temporal variation of this parameter (Marengo, 2005, 2006; Reboita et al., 2010).

The database of INPE's Detection of Deforested Areas in Real Time (DETER) project was used to quantify the cumulative monthly deforested area in km² from January 2004 to December 2012 (INPE, 2013b). In addition, the time series from 2003 to 2012 for the annual deforestation rate in km^2 was obtained through PRODES (Program for the Calculation of Deforestation in Amazonia) (INPE, 2013c). DETER uses MODIS (on NASA's TERRA satellite) and WFI (on the Chinese/Brazilian CBERS-2B satellite) data with high temporal frequency (two and five days). The availability of monthly data (http://www.obt.inpe.br/deter/), but with a limited spatial resolution of 250 m, only permits detection of completely deforested (clearcut) areas larger than 25 ha, as well as similar areas that reach a state of "deforestation" through a process of forest degradation. Additionally, not all clearings are identified by DETER because of the low resolution of the images and sensors used and because of the limitations imposed by cloud cover. PRODES uses data from the TM [Thematic Mapper] (LANDSAT satellite), DMC (Disaster Monitoring Constellation satellite) and CCD (CBERS satellite) sensors (and their successors for recent years) with high spatial resolution of 30 m that is degraded to 60 m in the database, but with low temporal frequency. PRODES measures the annual rate of deforestation by clearcutting, detecting clearings of at least 6.25 ha, but the program only obtains one mosaic of images each year (http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php). DETER provides monthly data (detecting

clearings of at least 25 ha); these data are more inaccurate than those from PRODES but are generated with greater frequency.

2.3 Burning period and the spatial and temporal distributions of fire

In order to define the beginning and the end of the period of greatest occurrence of burning over the whole of the state of Amazonas, an operational definition was used of a minimum number of 50 hotspots detected by the AQUA satellite over a period of 15 consecutive days in each month (either the first or the second half of each month) over the 10-year period (2003 to 2012). The geographical distribution of the fires was determined from the fire occurrence in each municipality (county) in the state, quantifying the number of hotspots annually for each of the 62 municipalities in the period from 2003 to 2012. The frequency of fire occurrence was obtained by summing the number of hotspots detected in each 15-day period from 2003 to 2012. The seasonality of fire occurrence was analyzed at different timescales: fortnightly, monthly and yearly. Hotspots were quantified at each timescale for the state of Amazonas. Similarly, the seasonal patterns were quantitatively identified for rainfall and deforestation and the interaction of these variables with the fire events in the state of Amazonas was assessed over time (2004 to 2012).

2.4 Data analysis

After preprocessing in a geographical information system (GIS), analyses of the temporal and spatial distributions of hotspots, rain and deforestation were performed by means of descriptive statistics. To check for possible interactions between fire and deforestation we conducted simple linear regression analysis between occurrences of monthly hotspot events and the monthly distribution of the area deforested in the state of Amazonas from 2004 to 2012 provided by INPE's DETER project, and between the annual data on hotspots and the PRODES annual deforestation rate from 2003 to 2012. To check for possible interactions between fire and rain in Amazonas and in the state's four mesoregions (northern, central-eastern, southern and western, as defined by the Brazilian Institute for Statistics and Geography, or IBGE) we used a quasi-GLM Poisson regression, with the cumulative monthly rainfall (mm) being the independent variable and the number of hotspots the dependent variable. Both of the time series span the 2003-2012 period. Due to the fact that data on hotspots represent a counting of events, a Poisson distribution can be expected to emerge.

These data show heteroscedasticity, making it necessary to use a quasi-GLM Poisson regression for a better fit (Zuur et al., 2009).

3 RESULTS

3.1 Spatial distribution of fire in vegetation

A total of 55,285 hotspots were detected in the state of Amazonas in 10 years of data analyzed from the AQUA satellite. In this time interval, the average number of hotspots was 5529 ± 2108 (annual mean ± SD). A total of 33,309 hotspots or 60% was recorded in most of the southern portion of Amazonas, comprising the municipalities of Lábrea (8790), Apuí (5988), Manicoré (5098), Boca do Acre (4924), Canutama (3378), Novo Aripuanã (2970) and Humaitá (2161) (Table 1).

Table 1. Yearly hotspot detections by the AQUA satellite (MODIS sensor) from 2003 to 2012 in the state of Amazonas and in seven municipalities in the southern part of the state.

Municipality	Year										Total
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	
Apuí	404	638	853	589	732	443	529	684	299	817	5,988
Boca do Acre	711	200	974	423	443	372	285	789	265	462	4,924
Canutama	311	330	508	315	399	201	149	609	168	388	3,378
Humaitá	159	185	158	123	123	94	184	416	268	451	2,161
Lábrea	1,081	472	2,028	1,008	836	571	480	1,226	290	798	8,790
Manicoré	404	393	537	506	484	351	362	798	342	921	5,098
Novo Aripuanã	180	207	306	304	293	189	312	442	221	516	2,970
Total southern Amazonas*	3,250	2,425	5,364	3,268	3,310	2,221	2,301	4,964	1,853	4,353	33,309
Total state of Amazonas	4,789	3,504	6,780	4,634	4,187	2717	7,915	8,826	4,188	7,745	55,285
% in southern Amazonas	68	69	79	71	79	82	29	56	44	56	60

*"Total southern Amazonas" refers to the southern Amazonas mesoregion as defined by the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE). This represents the seven municipalities in Amazonas with the greatest occurrence of hotspots during the period analyzed (2003 to 2012).

The remaining 40% of the hotspots detected were in the other 55 municipalities in the state. During this period, between 56% and 82% of the hotspots were detected annually in the seven municipalities of the southern portion of Amazonas; two exceptions occurred in 2009 and 2011 when these municipalities contributed only 29% and 44%, respectively, of the total hotspots detected in the state. In these two years the greatest occurrence of fire was found in the central-eastern mesoregion of Amazonas.

3.2 Temporal distribution of fire in vegetation

The temporal pattern of hotspots detected in Amazonas over the 10-year period (2003 to 2012) is presented in Table 2, which shows the beginning and the end of the period of greatest occurrence burning. In the state of Amazonas the year with the highest number of occurrences of biomass burning was 2010 (8826), followed by 2009 (7915) and 2012 (7745). In seven municipalities of the southern portion in the state the years with the highest occurrences of biomass burning were 2005 (5364), 2010 (4964) and 2012 (4353). The average annual number of hotspots detected in the burning period was 5369 ± 2108 (mean ± SD) in the state of Amazonas as a whole and 3288 ±1199 (mean ± SD) in the seven municipalities in the southern part of the state. The number of hotspots detected by the AQUA satellite ranged from 2717 (2008) to 8826 (2010). Overall, the highest peaks in burning were observed in August, September and October, with some activity in January, February, March, July and in December. The duration of the period with the greatest occurrence burning ranged from 3.5 to 7 months during the years from 2003 to 2012. In 2003, 2004, 2007 the period with the greatest occurrence of burning lasted until January or February. In 2009, 2010 and 2011 this period ended in December. Only in 2010 did this period last until March. Prolonged burning periods lasting into January, February and March were mainly observed in municipalities located in the northern and central-eastern mesoregions of the state.

Table 2. Temporal distribution of hotspot detections by the AQUA satellite (MODIS sensor) from 2003 to 2012 in the state of Amazonas and in its mesoregions.

Period	Year									
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
01-15 Jan	**50**	8	16	16	5	3	8	**63**	37	4
16-31 Jan	**108**	**115**	28	6	32	14	1	19	17	2
01-15 Feb	17	**88**	6	8	**59**	27	0	34	17	4
16-27 Feb	45	5	0	2	34	5	3	47	12	21
01-15 Mar	40	1	3	18	5	9	7	**63**	24	8
16-31 Mar	24	5	9	2	0	1	3	**53**	25	9
01-15 Apr	8	4	5	5	0	11	0	5	2	1
16-30 Apr	3	0	0	0	0	2	1	4	3	2
01-15 May	0	0	0	2	0	0	3	10	2	6
16-31 May	2	0	8	0	0	1	0	3	4	6
01-15 Jun	0	6	35	1	0	1	1	7	8	6
16-30 Jun	3	6	41	8	23	4	12	2	14	39
01-15 Jul	5	13	**181**	31	27	20	49	**114**	35	21
16-31 Jul	**175**	**164**	**495**	**92**	**89**	**88**	**150**	**526**	**236**	**213**
01-15 Aug	**396**	**707**	**1,328**	**318**	**847**	**204**	**597**	**1,765**	**531**	**858**
16-31 Aug	**1,471**	**500**	**988**	**1,104**	**1,394**	**657**	**724**	**1,962**	**712**	**2,153**
01-15 Sept	**1,074**	**372**	**1,267**	**1,600**	**1,008**	**515**	**1,977**	**1,310**	**684**	**1,469**
16-30 Sept	**327**	**539**	**1,545**	**618**	**352**	**483**	**1,114**	**1,472**	**611**	**923**
01-15 Oct	**260**	**392**	**337**	**399**	**133**	**475**	**1,035**	**521**	**550**	**489**
16-31 Oct	**465**	**318**	**208**	**322**	**82**	**158**	**1,154**	**368**	**144**	**749**
01-15 Nov	**103**	**131**	**198**	26	**75**	33	**401**	**213**	**183**	**469**
16-30 Nov	**66**	**77**	**65**	33	15	6	**572**	**141**	**216**	**213**
01-15 Dec	**102**	36	17	16	5	0	**52**	**99**	**103**	43
16-31 Dec	45	17	0	7	2	0	**51**	25	18	37
Total state of Amazonas	4,789	3,504	6,780	4,634	4,187	2,717	7,915	8,826	4,188	7,745
Difference from previous year (%)		-27	93	-32	-10	-35	191	12	-53	85
Total southern Amazonas*	3,230	2,388	5,276	3,209	3,261	2,184	2,274	4,931	1,817	4,313
Difference from previous year (%)		-26	121	-39	2	-33	4	117	-63	137
Total central-eastern Amazonas*	806	687	686	891	489	263	4,621	2,328	1,682	2,455
Difference from previous year (%)		-15	0	30	-45	-46	1,657	-50	-28	46
Total northern Amazonas*	199	199	35	32	63	37	125	235	114	99
Difference from previous year (%)		0	-82	-9	97	-41	238	88	-51	-13
Total western Amazonas*	427	136	573	335	223	152	424	727	293	500
Difference from previous year (%)		-68	321	-42	-33	-32	179	71	-60	71
Total in period of fire activity	4,597	3,403	6,612	4,453	4,039	2,580	7,827	8,670	3,970	7,536
% in period of fire activity	96	97	98	96	96	95	99	98	95	97

Values in bold indicate the beginning and the end of the period of greatest occurrence burning over the whole based on at least 50 hotspots being detected in a given 15-day period in the state of Amazonas.
*"Southern," "central-eastern," "northern" and "western" refer to the mesoregions in the state of Amazonas as defined by the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE).

The number of hotspots in the state of Amazonas decreased by 27% from 2003 to 2004, by 32% from 2005 to 2006, by 10% from 2006 to 2007, by 35% from 2007 to 2008 and by 53% from 2010 to 2011. However, hotspots increased by 93% from 2004 to 2005, by 191% from 2008 to 2009, by 12% from 2009 to 2010 and by 85% from 2011 to 2012. In the southern portion of Amazonas, substantial increases as compared to the preceding years were observed in the number of hotspots in 2005 (121%), 2010 (117%) and 2012 (137%). The

northern and central-eastern portions of Amazonas showed surprisingly large increases in 2009 (an El Niño year), with increases by 238% and 1657%, respectively, in the number of hotspots detected as compared to 2008.

Of the total number of hotspots detected annually (2003 to 2012) in the state of Amazonas, between 95% and 99% occurred during the period of greatest occurrence of burning as a result of land-use changes in the region. During this period, between 29% and 85% of the total detected hotspots occurred in the seven municipalities in the southern portion of the state.

On a monthly timescale, no relationship was observed between the number of hotspots and the area deforested in each month as detected by DETER for the 2004-2012 period ($p = 0.294$, $r^2 = 0.002$, $n = 68$) (Figure 2A). An additional analysis of the percentage of cloud cover in the images used by DETER and the monthly area that DETER indicated as deforested also showed no linear relationship ($p = 0.125$, $r^2 = 0.025$, $n = 56$). Similarly, no relationship was observed between the annual number of hotspots and the areas deforested annually in the PRODES data over the 2003-2012 period in the state of Amazonas ($p = 0.357$, $r^2 = 0.000$, $n = 10$) (Figure 2B).

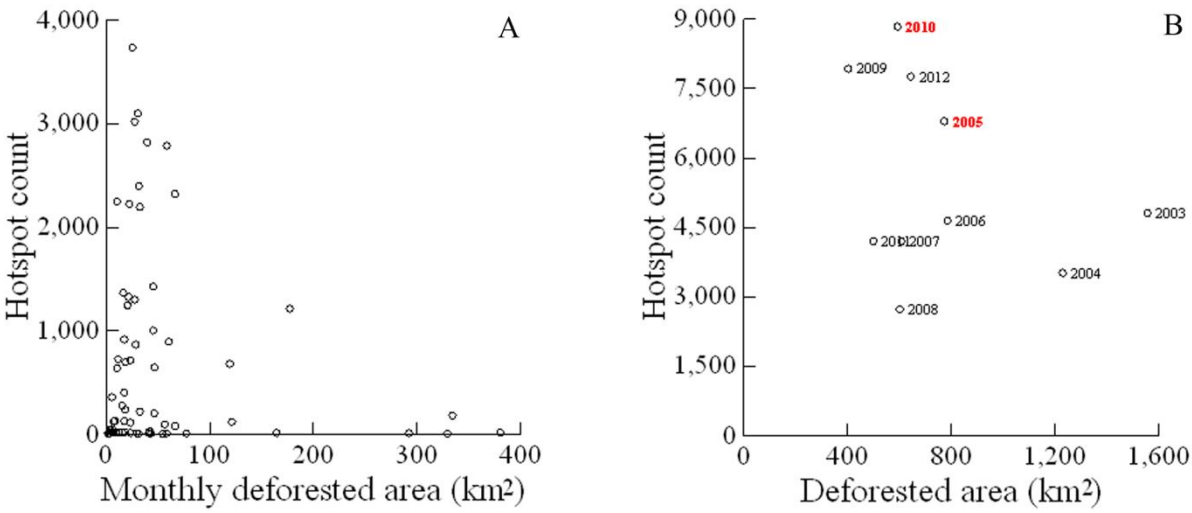

Figure 2. Linear regression between the number of hotspots in the state of Amazonas and the area deforested monthly (A) in km2/month from 2004 to 2012 and (B) between the number of hotspots and the area deforested annually in km2/year from 2003 to 2012. Years with drought of great magnitude and persistence (2005 and 2010) are highlighted.

Precipitation showed a strong inverse relationship with the number of hotspots detected over the 2003-2012 period, both in the whole of the state of Amazonas and in each

mesoregion. The mean from the models was not affected, but the confidence interval was affected by heteroscedasticity. The higher the monthly precipitation the better the fit of the model ($p < 0.001$, $b = -0.009$, $n = 120$) (Figure 3). In general, fire events tended to decrease with increasing precipitation on a monthly timescale in the state of Amazonas.

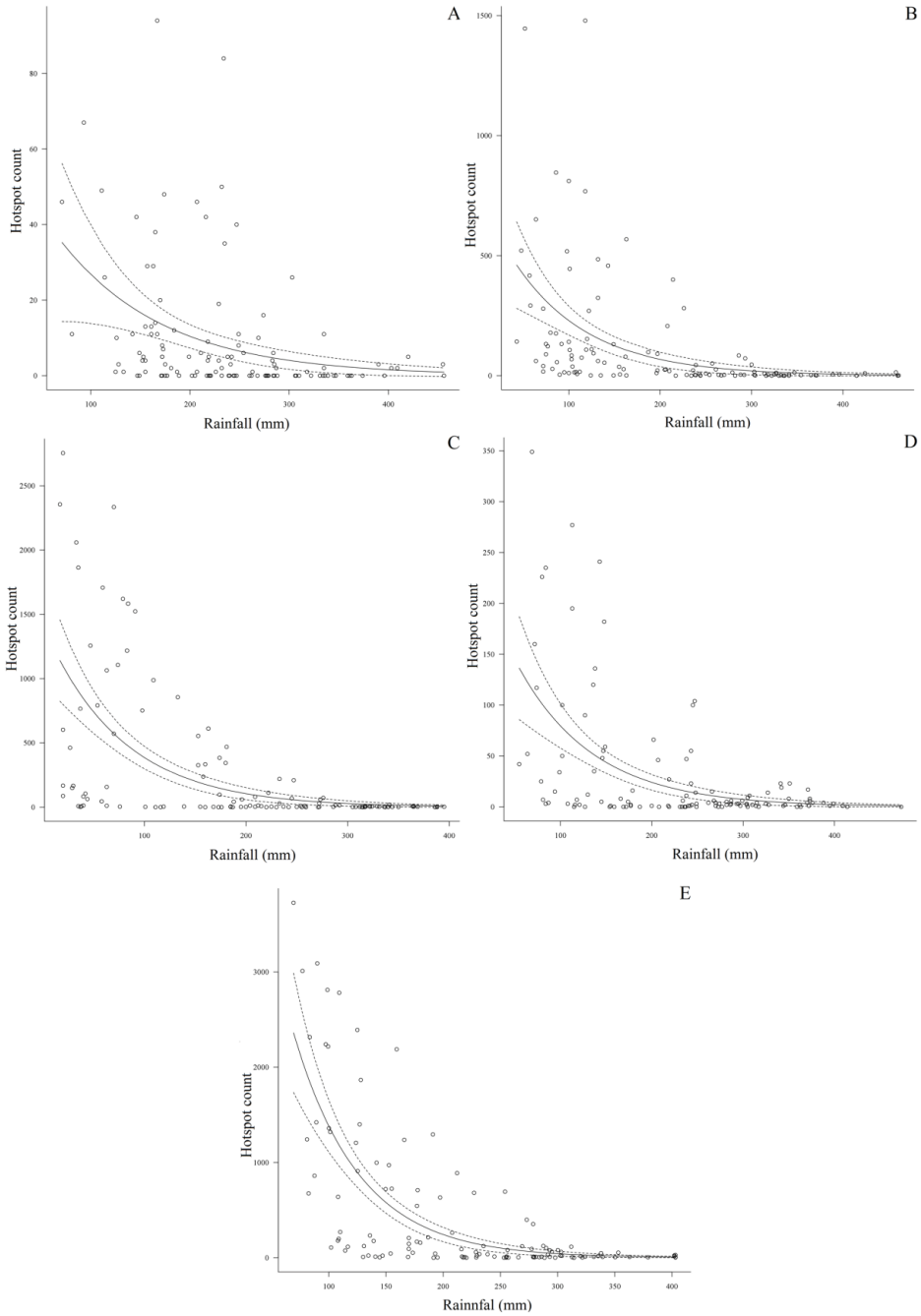

Figure 3. Quasi- GLM Poisson regression between the number of hotspots and the cumulative monthly precipitation (mm/year) in the period from 2003 to 2012 (E) in the state of Amazonas ($p < 0.001$, $b = -0.009$) and in the mesoregions: (A) Northern ($p < 0.001$, $b = -0.009$), (B) Central-eastern ($p < 0.001$, $b = -0.012$), (C) Southern ($p < 0.001$, $b = -0.013$) and (D) Western ($p < 0.001$, $b = -0.011$).

4 DISCUSSION

The detection of hotspots in satellite images provides essential information on the temporal and spatial distributions of fire events in vegetation, including burning of newly felled areas, secondary forests and pastures, as well as forest fires. Despite this information being only a sample of the total number of fire events that actually occurred, the hotspot data provide excellent indicators of where, when and how often forest fires and burnings in agriculture and pasture occur in a given region (Vasconcelos et al., 2005). The performance of hotspot detection varies, mainly in accord with the spatial resolution of the sensor and the algorithm used, and because satellite sensors measure the amount of radiation emitted by a fire, which, in turn, depends on the size and on the intensity of the fire front (Schroeder et al., 2009).

The relationship between burns and hotspots is not direct in satellite images. A hotspot indicates only the existence of a fire somewhere in the picture element (pixel), which in our case (using MODIS "1-km" data) represents an area measuring 1 km × 1 km. A single pixel may contain one or several distinct fires, which will be indicated as a single hotspot. If a burn is very large, it may also be detected in neighboring pixels, such that several hotspots are associated with a single large burn. Validation studies in eastern Acre indicate an underestimation of hotspots by a factor of 10 for the NOAA-12 and GOES-08 satellites (Selhorst and Brown, 2003). Another validation study by Pantoja et al. (2005) in eastern Acre had errors of omission of fires of 92% for NOAA-12 and NOAA-16, 97% for GOES-12 and 100% for MODIS. Errors of omission of hotspots were also observed in Pará and Mato Grosso for the AVHRR and MODIS sensors (Cardoso et al., 2004). This reinforces the evidence that hotspots significantly underestimate the number of fire events. However, the detection of fire occurrence in remote regions is difficult to assess in the Amazon, making it important to observe spatial and temporal trends in the occurrence of fire.

Forest fires and the burning of fields are ephemeral events and the evidence of their occurrence can last for a very short time (Dwyer et al., 2000). Events can last for only a few minutes. For example, in the burning of small pastures the detection of these events may not be possible as a result of the times of passage of the satellites. On the other hand, if a fire lasts for several hours, as in the case of burning areas of forest felling, the hotspots can be detected more than once for the same location, depending on the satellite (Vasconcelos et al., 2005). Although hotspots are excellent indicators of burning and/or forest fires, hotspot data can

underestimate the occurrence of these events due to cloud cover and the forest canopy (Aragão et al., 2008). Nevertheless, the number of hotspots allows a satisfactory assessment of spatial and temporal patterns over time for vegetation fire events (Schroeder et al., 2009; Stroppiana et al., 2000; Vasconcelos et al., 2005, 2009; Vasconcelos and Brown, 2007).

Over 60% of the hotspots were detected in the southern portion of the state of Amazonas, indicating that burns and/or forest fires are concentrated in this region, especially in the municipalities of Lábrea, Apuí, Manicoré, Boca do Acre, Humaitá, Manicoré and Novo Aripuanã. According to PRODES data, these municipalities are among those with the highest rates of deforestation in the whole of Brazil's Amazon region (INPE, 2013c). This great contribution of biomass burning in the southern part of the state can be explained by the intense human activity in this region, which is embedded in the arc of deforestation where changes in land use and land cover are faster than in other parts of the Brazilian Amazon. About 40% of the Brazilian Amazon region is under the influence of fire, which is mainly concentrated in the southern and eastern portions of the basin (Schroeder et al., 2009). Improvements in infrastructure, such as road networks, also contribute to accelerating the conversion process and the more intensive use of the land where the fire plays a preponderant role (Alencar et al., 2004; Nepstad et al., 2001).

Based on the number of hotspots detected by the AQUA satellite, the period of greatest occurrence burning in Amazonas, mainly in the southern portion of the state, shows temporal variability between years and marked seasonality throughout the year. This pattern does not differ from the other states in Brazilian Amazonia. However, in this region there was a reduction in the number of hotspots by 13% in 2005, including reductions in the states of Pará (16%) and Mato Grosso (33%), which are the states with the greatest amounts of burning in the region in recent decades (INPE, 2013a).

The reductions and increases in biomass burning are related to economic factors that are linked to expansion of pasture for cattle ranching and of large areas of mechanized agriculture (Morton et al., 2006). Other factors include improvements in infrastructure (Nepstad et al., 2001), enforcement of environmental policies and creation of protected areas (Nepstad et al., 2006), and variation in meteorological parameters. The number of hotspots increased significantly when rainfall decreased, revealing the strong inverse interaction between these variables. This high interannual variability in fire activity in the Amazon may be associated with extreme weather events. Most recently, the anomalous warming of the sea

surface temperature (SST) in the tropical North Atlantic Ocean, as occurred in 2005 and 2010 (Cox et al., 2008; Lewis et al., 2011; Marengo et al., 2008; Marengo et al., 2011), has provoked droughts that expose the forest to water stress and increase the forest's flammability and vulnerability to fire in Amazonia (Cochrane and Laurance, 2002; Laurance et al., 2001).

Fire can escape control and spread from the edge to the interior of the forest, thereby affecting large areas of intact forests in Amazonia (Alencar et al., 2006; Brown et al., 2006). The southern part of the state of Amazonas was struck by two drought events of this type, one in 2005 with a single epicenter in southwestern Amazonia, and the second in 2010 with three epicenters detectable: in the southwestern portion of the Amazon, in north-central Bolivia and in Mato Grosso (Lewis et al., 2011). These extreme drought conditions in the southern portion of the Amazon would partially explain the significant increases in the numbers of hotspots detected in 2005, in 2010 and in 2012 (when it rained approximately 135 mm from July to September). In 2009 the Amazon River had its second highest flood level in the past 110 years, with the water level in the Rio Negro in the port of Manaus reaching 29.75 m above mean sea level (CPRM, 2009). On the other hand, in the same year during the period of greatest burning activity, 7915 hotspots were detected, of which almost 71% occurred in the central-eastern portion of Amazonas. A hypothesis that would explain this surprising explosion of burning would be investments in infrastructure motivating an increase in real estate speculation in this region as a consequence of the Metropolitan Region of Manaus having been created in 2007 along with construction of a bridge over the Rio Negro connecting the municipalities of Manaus and Iranduba in the same year.

Deforestation and fire activity show marked annual seasonality, with deforestation peaking at the end of the rainy season and beginning of the dry season. Burning activity peaks in the first half of the dry period (Figure 4). The highest peaks of hotspot detection occurred in the months with the lowest precipitation: August, September and October. In areas that are already deforested and/or are in the process of clearing the highest peaks occurred in May, June and July, which correspond to the end of the rainy season and the beginning of the dry season. The exceptions were 2010 and 2012, when deforestation peaks were observed from July to October, which coincides with the dry period for this year.

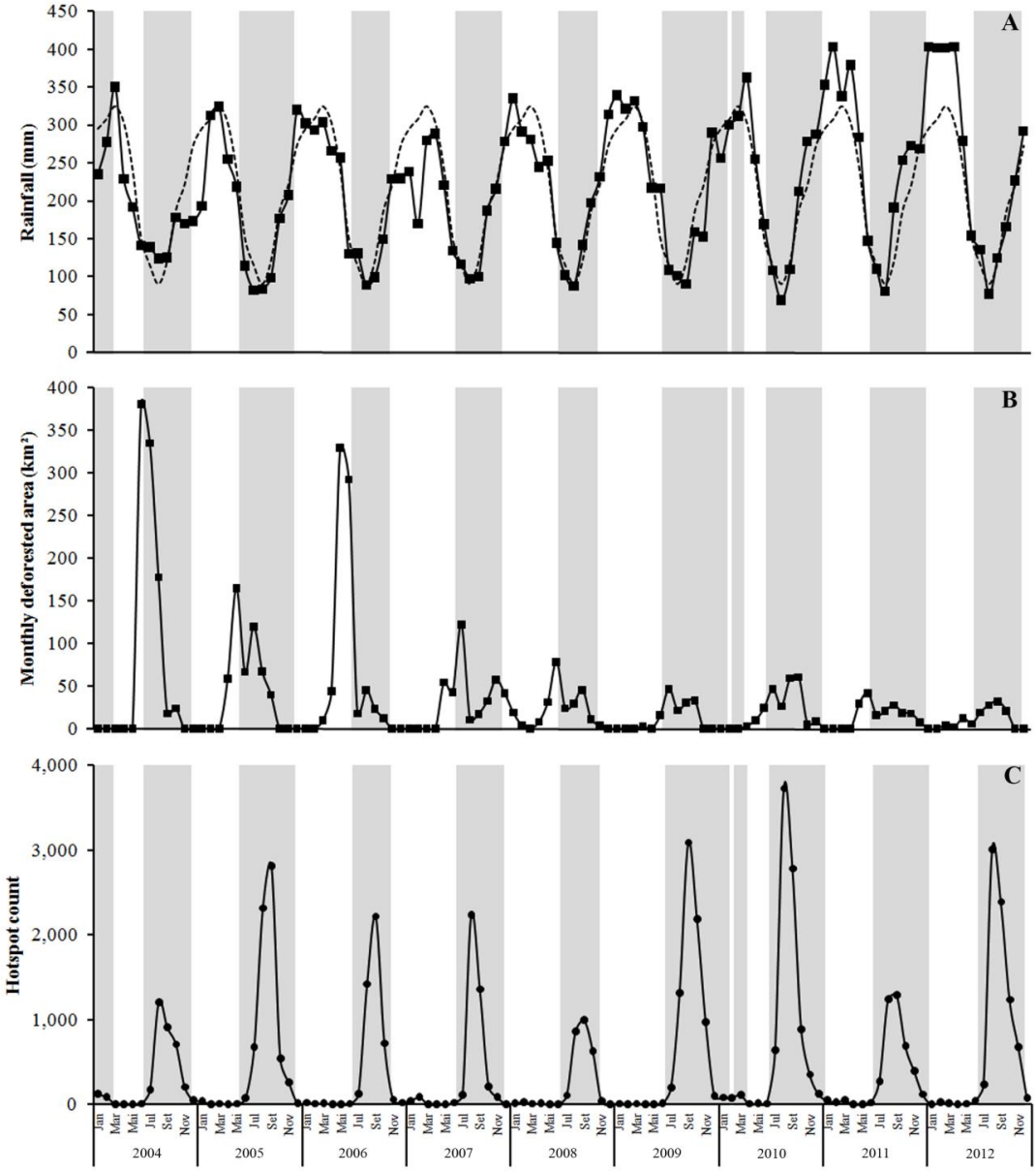

Figure 4. Monthly time series for the period from 2004 to 2012 for the state of Amazonas for rainfall derived from the MERGE product - the dashed line is the mean (a), for the area deforested (km2) from the database of INPE-DETER (b) and for the number of hotspots detected by the AQUA satellite (c). Gray bars indicate the time period of fire activity. DETER estimates include both totally deforested areas (clear-cutting) and areas in the process of losing canopy cover through forest degradation.

On monthly and annual timescales the number of fire events and the areas deforested showed great seasonality and large interannual variability. The period of highest fire activity begins about three months after the beginning of the deforestation in Amazonas (Figure 4), especially in the southern portion of the state. Burning in Amazonia generally occurs two to

three months after cutting the trees (Carvalho et al., 2001). This can be explained by the fact that deforestation is an activity prior to burning. On average, two to three months generally pass between the *broca* and the felling in order to dry the fuel material. The *broca* is a step that precedes felling in which the understory of the forest is thinned by cutting the trees with DBH less than approximately 5 cm that will act as fuel to sustain the fire to burn the large trees that have been left unharvested for lack of commercial interest. A study of 138 deforestation events in the municipality of Brasil Novo in the state of Pará indicated that an average of 44.1 ± 65.3 days elapsed between the felling of intact forest and subsequent burning (Fearnside, 1989).

The spatial distribution of hotspots followed the pattern of deforestation (Figure 5). Most of the hotspots were detected in deforested areas. However, hotspots were also observed in forest areas, especially in 2005 when fire escaped from deforested areas to invade the edges of forests (Aragão et al., 2007). There is also burning in "*colocações,*" which are small openings in the forest where rubber tappers practice subsistence agriculture (e.g., Castelo, 2000). It should be noted, however, that the reliability of the spatial locations of hotspots is low, making conclusions uncertain when hotspots are overlaid on land-use maps. In addition, limitations in the performance of the sensors and the lack of an appropriate algorithm for fire detection under the canopy of the forest make it difficult to quantify the occurrence of fire in the understory of the forest through hotspots.

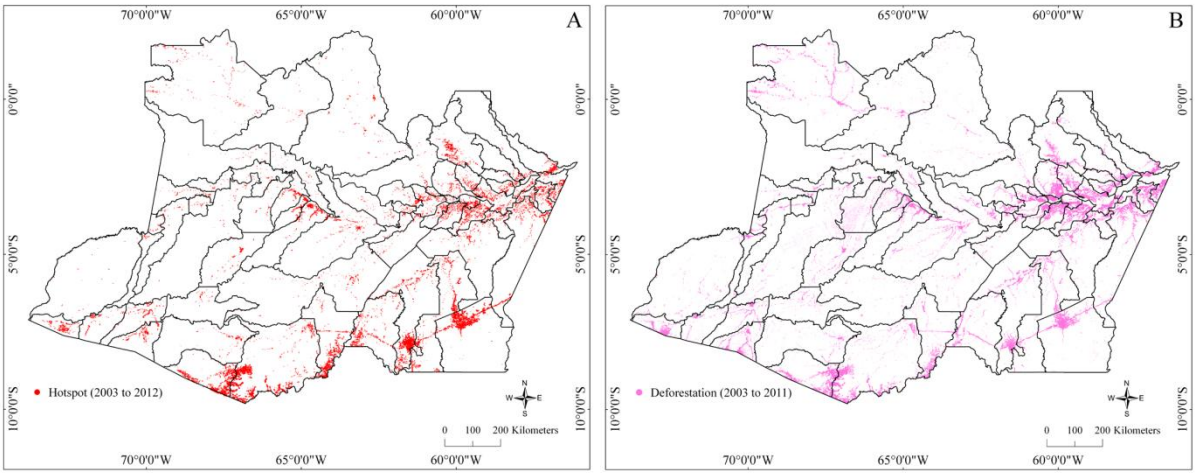

Figure 5. Spatialization of hotspots detected by the AQUA satellite from 2003 to 2012 (A) and spatialization of cumulative total of deforested areas from 2003 to 2011 based on data from INPE's PRODES program (B) in the Brazilian Amazon.

Fire and deforestation showed similar patterns for the period under examination, with the changes in spatial and temporal distributions of deforestation activity and hotspots matching in almost every year. Despite this, there was no evidence of a relationship between the number of hotspots and the monthly increments in deforested area from DETER and between the number of hotspots and the annual deforested area from PRODES. The lack of a relationship between cloud cover in the images and the DETER deforestation estimates makes it impossible to indicate if this was an underlying cause of the lack of a monthly relationship. However, such a relationship is possible because cloud cover means that not all clearings are identified by the DETER system (INPE, 2013b). Another explanation is that many hotspots are not associated with new deforestation (which is what is identified by both DETER and PRODES), but rather with the use of fire in cleaning and renewing pasture, in the cutting and burning of secondary forests and weeds, and in burning crop residues. On the other hand, Aragão et al. (2008) found that the cumulative number of hot pixels in Brazilian Amazonia was linearly related to the size of the area deforested annually from 1998 to 2004. These authors attributed the burning and deforestation to the expansion of pasture for livestock and the implantation of large areas of mechanized farming in the southern part of the Brazilian Amazon.

Land-use changes caused by human activity are decisive in determining the seasonal and annual patterns of fire events in the state of Amazonas (Aragão et al., 2008; Cardoso et al., 2003). Morton et al. (2008) suggest that the spatial and temporal patterns of fire activity in this region reflect differences in fire frequency due to deforestation and agricultural maintenance activities. In deforested areas the frequency and timing of fire activity may vary according to the land use after deforestation. For example, a pasture area can be managed with the use of fire for several years without any conversion of new areas of forest to pasture.

With a view to strengthening the activities of federal and state agencies in monitoring and combatting burning and forest fires in the state of Amazonas, the state government launched the Integrated Multiagency Center of Amazonas (CIMAN-AM) in August 2011. CIMAN-AM maintains a situation room and headquarters in the Manaus Fire Department, coordinates planning, intelligence and logistical activities and emits a bulletin on burning (Governo do Amazonas, 2013). Initiatives like this show that hotspot data that are available from INPE at no cost and in near real time, are useful in monitoring and combating fire, in designing tactics to reduce losses caused by burning that escapes control in agricultural areas

and by forest fires in intact forests. Actions such as this have appeared as ways of mitigating the uncontrolled use of fire and can contribute to the prevention of a new explosion of hotspots in the state of Amazonas in the near future, considering the predictions of climate models in which droughts as severe as the one that occurred in 2005 become much more frequent in the Amazon within the present century (Cox et al., 2008).

Despite the remote-sensing techniques allowing burns and forest fires to be monitored at local, regional and global scales, there are limitations in detecting fire even using different sensors, since images from sensors detect only the instantaneous amount of radiation emitted by the fire in a given period. There is still a gap to be filled by research in the development of sensors and of efficient techniques to detect understory forest fires.

5 CONCLUSION

The southern part of Brazil's state of Amazonas contributed 60% of the hotspots detected in the state by the MODIS sensor on the AQUA satellite from 2003 to 2012, indicating intense human activity associated with changes in land use in this portion of the state.

Biomass burning in the state of Amazonas shows great temporal variability on monthly and annual timescales. Between 95% and 99% of hotspots were recorded during the period of highest fire activity, with peaks in burning expected in August, September and October. The number of hotspots and areas deforested monthly and annually show no relationship, but with marked seasonal and annual variability and with spatially and temporally dynamic patterns over time. This appears to reflect the fact that not all hotspots are associated with changes in land use and cover, but rather with the use of fire in managing pastures and in burning secondary forests and crop residues.

Understanding the patterns of spatial and temporal distribution of fire in the Amazon region from data on hotspots has become critical in the last decade given the frequency with which extreme drought events are occurring and because global circulation models (GCMs) predict that these events will occur with increasing frequency in the present century. Increases and decreases in biomass burning appear to be associated not only with changes in land use and land cover by anthropogenic forces, but also with the reduction of monthly rainfall in periods of prolonged droughts that contribute to increasing the susceptibility of the vegetation

to fire, leading to significant increases in biomass burning despite the decrease in the rate of deforestation.

CAPÍTULO 2 - Suscetibilidade da vegetação do sul Amazonas ao fogo sob condições meteorológicas atípicas durante a seca de 2005.

Resumo

O tempo desempenha um importante papel no comportamento de queimadas e incêndios florestais, tendo em vista a estreita relação que as condições meteorológicas tem com a flamabilidade do material combustível disponível para queimar. Durante a estação seca, o uso do fogo para o manejo da terra na Amazônia é muito comum. Em períodos de secas severas, as queimadas podem sair do controle humano e queimar vastas áreas de vegetação. Este estudo avalia a suscetibilidade da vegetação ao fogo em relação às condições meteorológicas, determinando a precipitação, temperatura do ar e umidade relativa do ar na qual ocorre o maior número de focos de calor no sul do Amazonas em um ano sem (2004) e com (2005) condições meteorológicas atípicas. No ano com seca severa, ~213.000 km² no sul do Amazonas estava suscetível ao fogo, sendo 83% maior que no ano anterior. Em 2004 e 2005, 48% e 79%, respectivamente, das células com focos de calor atenderam simultanemente às condições meteorológicas mínimas propícias à combustão vegetal: precipitação acumulada mensal inferior a 100 mm, temperatura média do ar superior a 24°C, e umidade relativa do ar inferior a 65%, principalmente nos meses de agosto e setembro. O número de focos de calor detectados em 2005 (5.172) foi mais que duas vezes o valor de 2004 (2.344) sugerido intensa atividade humana em anos de secas de grande magnitude e persistência. As condições meteorológicas apresentaram tendência de separação entre os anos, mas não entre as áreas com e sem focos de calor (PC1 = 48%, PC2 = 22%). Os parâmetros meteorológicos apresentaram valores bastante preditivos para ocorrência de fogo no Amazonas (b = 0,83; $p < 0,001$; EP = 0,13; n = 8). O conhecimento e compreensão das condições meteorológicas existentes antes e durante a ocorrência do fogo são essenciais para o combate e controle eficiente do fogo em situações urbanas e rurais. Adicionalmente, informações sobre a suscetibilidade da vegetação ao fogo são úteis no manejo do bioma Amazônico para fins de conservação e no desenvolvimento de políticas publicas mais adequada.

Palavras-chave: Focos de calor, flamabilidade, parâmetros meteorológicos, queimadas, incêndios, Amazônia.

1 INTRODUÇÃO

O uso do fogo é uma prática cultural para o manejo da terra na Amazônia. Durante a estação seca a prática de queima de pastagens, cultivos agrícolas, capoeira e de derrubada da floresta é muito comum (Fearnside, 1990; Nepstad *et al.*, 1999; Carvalho Jr. e Lacava, 2003). No entanto, em anos de seca de grande magnitude e persistência decorrentes de eventos de El

Niño e de dipolo do Atlântico, o risco de incêndio na vegetação florestal e não florestal pode aumentar consideravelmente (Cochrane, 2003; Nepstad *et al*., 2004; Alencar *et al*., 2011), pois as queimadas na Amazônia têm a atividade humana como principal fonte de ignição (Cardoso *et al*., 2003; Morton *et al*., 2008; Chuvieco *et al*., 2008), e podem sair do controle e queimar extensas áreas de floresta em pé (Barbosa e Fearnside, 1999; Alencar *et al*., 2006: Brown *et al*., 2006; Asner e Alencar, 2010; Vasconcelos *et al*., 2013), principalmente em áreas de floresta submetida a exploração madeireira (Siegert *et al*., 2001) que possuem grande quantidade de combustível disponível para queimar no piso florestal decorrente das atividades de extração madeireira (Nepstad *et al*., 1999).

Além do combustível disponível para queimar e da existência de uma fonte de ignição são necessárias condições meteorológicas favoráveis à ocorrência de fogo na vegetação, ou seja condições de tempo seco (Nepstad *et al*., 1999). O atendimento a essas três condições, simultaneâmente, possibilita a suscetibilidade da vegetação ao fogo (Nepstad *et al*., 1999; Pereira Jr., 2002).

As condições meteorológicas, em particular, desempenham uma importante função no comportamento de queimadas e incêndios da vegetação. A ocorrência de precipitação e alta umidade relativa do ar diminuem a possibilidade de incêndios numa vegetação e vice-versa (Trollope *et al*., 2004). Tal como a umidade do ar, a precipitação aumentará rapidamente o teor de umidade do material combustível diponível para níveis que impossibilitarão a queima deste (Uhl e Kauffman, 1990). Estas condições não favoráveis à queima do material combustível persistirão por um determinado período de tempo após a chuva dependendo das condições atmosféricas, afetando a secagem do material combustível (Trollope *et al*., 2004). Por outro lado, a falta de chuva durante períodos de seca prolongada não só diminui o teor de umidade do material combustível, como também aumenta, consideravelmente, a queda das folhas em consequência do estresse hídrico (Nepstad *et al*., 1999) tornando o material combustível suscetível ao fogo (Nepstad *et al*., 2007). Durante a estação seca de 1992, potencializada pelo fenômeno El Niño, durante 5,5 meses choveu aproximadamente 95 mm, tornando as florestas do leste da bacia Amazônica inflamáveis possibilitando o espalhamento do fogo no interior da floresta (Nepstad *et al*., 1994). No Amazonas, mais de 95% dos focos de calor ocorrem nos meses de menor precipitação (julho a novembro) e o número de eventos de fogo aumenta na medida em que a precipitação diminui (ver capítulo 1 desta tese). Esse mesmo padrão incide na Amazônia brasileira, com picos de focos de calor ocorrendo com

precipitação acumulada mensal inferior a 100 mm (Aragão *et al*., 2008). Estudos de Alencar *et al*. (2011) apresentaram estreita relação entre a área queimada anualmente e indicadores climáticos de seca local demonstrando distribuição triangular na qual há maior variação de área queimada ocorrendo durante o anos com menor quantidade de precipitação e estação seca mais longa.

As condições de tempo seco também são influenciadas pela umidade relativa do ar que afeta diretamente o teor de umidade do material combustível (Uhl e Kauffman, 1990; Trollope *et al*., 2004), o que, por sua vez, tem estreira relação com sua inflamabilidade (Ronde *et al*., 1990; Nepstad *et al*., 2004; Ray *et al*., 2005). Quando a umidade do ar for elevada, o teor de umidade do combustível será alto; quando a umidade relativa do ar for baixa, o teor de umidade do combustível será baixo (Trollope *et al*., 2004). No sul da cidade de Santarém, estado do Pará, fogos experimentais foram conduzidos durante a estação seca em um perído de 54 dias com umidade realtiva do ar na floresta secundária entre ~43% e ~85%, em floresta explorada e/ou queimada previamente entre ~40% e 72%, na floresta intacta entre ~35% e 92%, e em área aberta a 1,30 m do solo entre ~35% e 97% (Ray *et al*., 2005). Simulações de fogo também foram conduzidas em Paragominas no Pará durante a estaçao seca de 1987 com umidade relativa do ar ao meio dia dentro da floresta primária de ~86%, na floresta sumetida a exploração madeireira ~65%, em área de pastagem ~51% e na floresta secundária ~62% (Uhl e Kauffman, 1990). Fogos experimentais conduzidos em florestas intactas no Acre mostraram que a umidade relativa do ar inferior a 64% proporcionou a propagação do fogo na floresta (Mendoza, 2003).

Outro fator importante que propícia condições de tempo seco favorável à ocorrência de queimadas e incêndios é a temperatura do ar, cujo principal efeito em relação à suscetibilidade ao fogo é de reduzir o teor de umidade do material combustível (Trollope *et al*., 2004). A temperatura do ar influencia fortemente as mudanças do teor de umidade do material combustível. Uma vez que altas temperaturas ajudam a secá-lo rapidamente, pois quando exposto à radiação solar direta torna-se muito mais quente que o ar ambiente, com isso a umidade desse combustível aquecido se desloca para o ar mesmo que a umidade relativa do ar seja alta. Por outro lado, baixas temperaturas retardam a intensidade do fogo porque calor adicional é necessário para aquecer água do material combustível antes de ser liberada na forma de vapor (Ronde *et al*., 1990). Quanto maior a temperatura do ar mais provável uma fonte de ignição resultar em queimada (Pereira Jr., 2002). Fogos experimentais

conduzidos no leste da bacia Amazônica mostram que o fogo pode ocorrer com temperatura do ar na floresta secundária acima de 32°C, na floresta explorada e/ou queimada acima de 29°C, na floresta intacta 28°C, e em áreas abertas acima de 24°C (Ray *et al*., 2005). Valores de temperatura do ar acima de 29°C propiciam condições favoráveis à propagação de fogo na floresta (Mendoza, 2003).

Tendo em vista que medidas diretas da umidade do combustível vegetal são complexas e exigem trabalhosas amostragens espaciais e temporais, variáveis meteorológicas podem ser utilizadas para estimá-la, já que o teor de umidade do combustível é influenciado pela umidade relativa do ar, precipitação, temperatura do ar e vento, entre outros fatores (Colson, 2004; Trollope *et al*., 2004).

Mediante a escassez de informações sobre as condições meteorológicas propícias à ocorrência de fogo na Amazônia e a grande influência que possuem na flamabilidade do material vegetal, este trabalho tem como principal objetivo determinar as condições meteorológicas nas quais ocorre o maior número de focos de calor na vegetação do sul do Amazonas em um ano de anomalia climática, com evento extremo de seca (2005), e em um ano sem anomalia climática, sem eventos extremos de seca (2004).

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo localiza-se na porção sul do estado do Amazonas compreendendo os municípios de Boca do Acre, Lábrea, Canutama, Humaitá, Manicoré, Novo Aripuanã e Apuí, abrangendo uma área de 296.789 km², cobrindo cerca de 20% da área total do estado (IBGE, 2012) sendo localizado entre os paralelos 4°26’S e 9°39’S e os meridianos 58°4’ O e 69°21’ O (Figura 1).

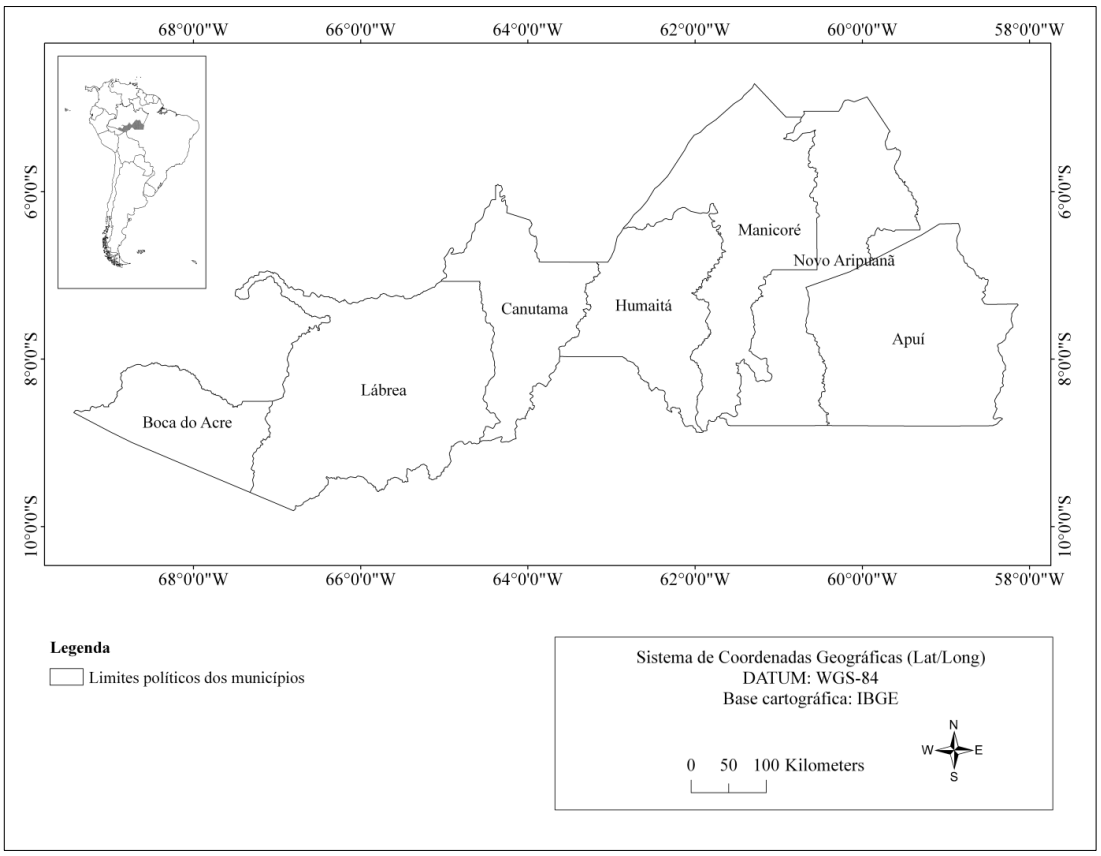

Figura 1. Área de estudo no sul do Amazonas com extensão de 296.789 km² apresentando os limites dos municípios de Boca do Acre, Lábrea, Canutama, Humaitá, Manicoré, Novo Aripuanã e Apuí.

Os tipos de vegetação predominantes são Floresta ombrófila densa e Floresta ombrófila aberta (IBGE, 2004). O clima predominante nessa região é tropical-quente-úmido (IBGE, 2002) dos tipos Af, Am, e Aw (RadamBrasil, 1983). A precipitação anual média varia entre 1800 mm no sudoeste a 2800 mm no sudeste, com 1 a 4 meses de seca com precipitação menor que 100 mm (Sombroek, 2001). A temperatura média anual varia entre 24° a 26°C, com frequentes ondas de frio ao longo do eixo sul com duração de 3 a 8 dias e temperatura média no mês mais frio superior 18°C. A umidade relativa do ar é bastante elevada variando entre 85% a 90% (RadamBrasil, 1983).

2.2 Materiais

2.2.1 Dados meteorológicos

Em estudos de suscetibilidade da vegetação variáveis como: precipitação diária, temperatura do ar diária, umidade relativa do ar diária, velocidade e direção do vento, número de dias sem chuva e topografia são comumente utilizadas. No entanto, neste estudo devido a

dificuldades encontradas na aquisição e disponibilização dos dados foram utilizados somente os seguintes parâmetros meteorológicos mensais: precipitação, temperatura máxima do ar, temperatura mínima do ar, e umidade relativa do ar, dos meses de julho, agosto, setembro e outubro de 2004 (sem anomalia climática) e de 2005 (com anomalia climática).

A precipitação acumulada mensal (mm) foi oriunda do produto MERGE do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), que é a combinação dos dados de precipitação observados em estações que são reportadas com regularidade pelo Global Telecommunication System (GTS), plataformas de coletas de dados (PCDs) e centros regionais do Brasil com os dados de precipitação estimada pelo algoritmo 3B42RT do satélite Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM). Os dados de temperatura do ar e umidade relativa do ar foram oriundos das plataformas de coletas de dados (PCDs) e centros regionais do Brasil disponibilizados pelo Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC/INPE).

A densidade das estações meteorológicas da área de estudo é de aproximadamente uma estação a cada 15.500 km², com sua totalidade localizada nas sedes administrativas de cada município com distribuição irregular e insuficiente para área de abrangência do estudo. Um fator limitante associado a medidas meteorológicas é a baixa densidade de pontos de coleta, o que, por sua vez, restringe a confiabilidade dos dados interpolados (Chuvieco e Martin, 1994). Em decorrência disso e pelo fato das distintas fontes de dados, a resolução espacial foi limitada em 27,8 km, superior à utilizada pelo Joint Research Center (JRC) da Comunidade Europeia (SAI, 2008), mas inferior à resolução de 10 km utilizada pelo Wildland Fire Assessment System (WFAS) do Serviço Florestal dos Estados Unidos (USFS, 2012).

Tendo em vista os dados meteorológicos do INPE/CPTEC terem sido disponibilizados numa escala temporal mensal e os dados do MERGE originalmente adquiridos em resolução diária possibilitou realizar as análises somente numa resolução temporal mensal.

2.2.2 Dados de focos de calor

Foram utilizados dados de focos de calor (como indicadores que fogo) detectados pelo sensore Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) a bordo do satélite AQUA da NASA (satélite de referência do INPE), dos meses de julho, agosto, setembro e outubro dos anos de 2004 e 2005 disponibilizados pelo INPE.

O sistema do INPE detecta a existência de fogo na vegetação sem ter condições de avaliar de forma precisa o tamanho da área que está queimando com erros associados maiores

que 20% (Setzer, *et al.* 2007) ou o tipo de vegetação afetada. Fogo rasteiro no chão da floresta densa, nuvens cobrindo a região e imprecisão na localização do foco de queima, que no melhor caso é de 1 km, mas pode chegar a 6 km, são condições que limitam a confiabilidade de detecção de fogo, principalmente em floresta. Trabalhos de validação indicam que o erro é de 400 m ± 3 km (média ± SD), e cerca de 80% dos focos estão em um raio de 1 km das coordenadas indicadas (INPE, 2013a). Diante dessas limitações, não é possível inferir com exatidão um número de focos de calor para os distintos tipos de cobertura vegetal e uso da terra do Amazonas. Apesar da real impossibilidade para determinar com exatidão a origem do foco de calor, acredita-se que a maior parte deles ocorre em áreas abertas para atividade agrícola. Assim, é bastante provável que, a grande maioria dos focos de calor detectados na área de estudo ocorra em áreas desmatadas em anos anteriores, onde o fogo é utilizado no manejo de pastagens, cultivos agrícolas e capoeiras, apesar de ser possível observar feições de queimadas em áreas recém-desmatadas e cicatrizes de incêndios em áreas de florestas afetadas pelo fogo em 2005 que podem estar associadas aos focos de calor.

2.3 Método

2.3.1 Processamento dos dados meteorológicos e focos de calor

Os dados meteorológicos foram primeiramente pré-processados no Grid Analysis and Display Sytem (GrADS). Todo o processamento dos dados de focos de calor e meteorológicos foi realizados no sistema de informação geográfica (SIG) ArcGis 9.2.

Primeiramente, foi verificada a consistência dos dados meteorológicos com a exclusão dos valores espúrios, limitando os valores mensais da umidade relativa do ar de 0% a 100%, das temperaturas de 0°C a 60°C e da precipitação de 0 mm a 500 mm.

Os dados foram dispostos em uma grade numérica, numa escala temporal mensal para cada parâmetro meteorológico com resolução espacial de 0,25° x 0,25°. Cada ponto da grade regular teve um valor associado para cada um dos parâmetros meteorológicos, representando, dessa forma, a condição mensal em uma célula de 27,8 km (Figura 2).

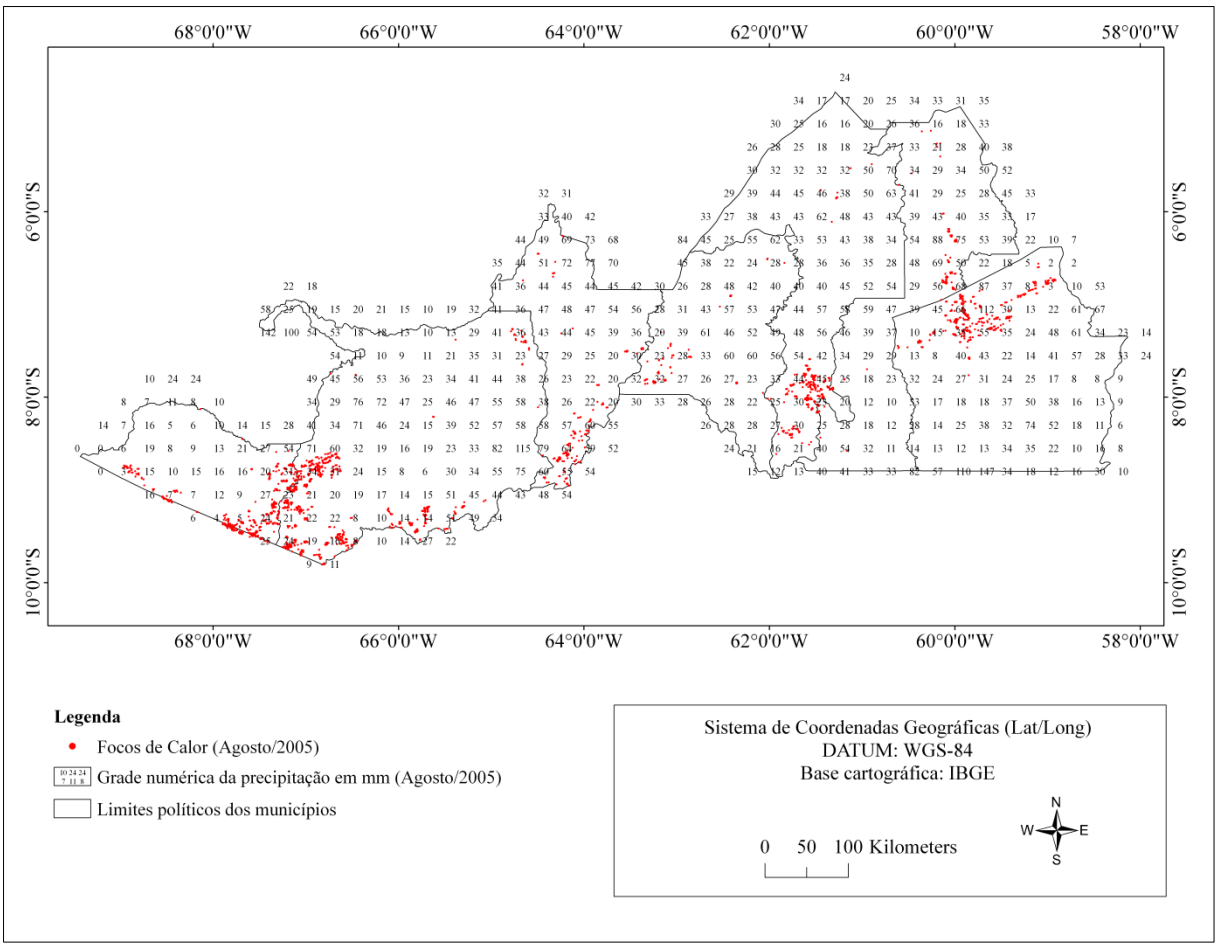

Figura 2. Grade numérica regular da precipitação (mm) sobreposta aos focos de calor do satélite AQUA (pontos em vermelho) do mês de agosto de 2005 no sul do Amazonas.

Depois de incorporados ao SIG, foram selecionados os dados mensais de focos de calor detectados pelos satélites nos limites da área de estudo. Este procedimento resultou em arquivos contendo o número de focos detectados em cada mês (julho, agosto, setembro e outubro) durante o período de maior atividade de fogo no Amazonas em 2004 e 2005. Em seguida, foi realizada a intersecção de cada pixel de focos de calor com cada parâmetro meteorológico do mesmo mês. O próximo passo foi extrair as células com informações de focos de calor resultando em dois conjuntos de células: com presença e ausência de focos de calor para cada parâmetro meteorológico.

2.3.2 Análise dos dados

As condições meteorológicas mensais mínimas propícias à ocorrência de fogo atendida simultaneamente em todas as células no período de julho a outubro nos anos de 2004 e 2005 no sul do Amazonas foram estipuladas de acordo com a literatura, sendo: precipitação

acumulada mensal inferior a 100 mm, temperatura do ar superior a 24°C, e umidade relativa do ar inferior a 65%. As condições meteorológicas das células com presença e ausência de focos de calor e o número mensal de focos de calor em cada célula foram determinados por meio da estatística descritiva dos dados.

Para verificar a existência de segregação dos parâmetros meteorológicos entre as células com e sem focos de calor nos anos de 2004 e 2005 foi aplicado uma Análise de Componentes Principais (PCA) (Valentim, 2000). Depois de realizada a ordenação, os dados foram diferenciados em células com e sem foco de calor e entre os anos 2004 e 2005.

Para verificar se os parâmetros meteorológicos apresentam valores preditivos para ocorrência do número eventos de fogo foi realizada uma regressão de Poisson, onde o número de focos de calor foi a variável dependente e precipitação e temperatura máxima do ar foram as variáveis independentes (n = 8; considerando os meses de julho, agosto, setembro e outubro de 2004 e 2005).

3 RESULTADOS

3.1 Condições meteorológicas nas células com e sem focos de calor

Durante o período de atividade de fogo em 2004, em média, 39% das células (~ 116.000 km²) da área de estudo apresentavam simultaneamente as condições meteorológicas mínimas propícias à ocorrência de fogo (precipitação acumulada mensal inferior a 100 mm, temperatura média do ar superior a 24°C, e umidade relativa do ar inferior a 65%), com um pico de 86% no mês de agosto (Tabela 1).

Tabela 1. Número de células que atenderam simultaneamente as condições meteorológicas mínimas propícias à ocorrência de fogo* no período de julho a outubro nos anos de 2004 (sem anomalia climática) e 2005 (com anomalia climática) no sul do Amazonas.

Mês	Total de Células	Ano			
		2004	%	2005	%
Julho	513	321	63	499	97
Agosto	513	440	86	506	99
Setembro	513	30	6	425	83
Outubro	513	14	3	46	9
Média (Julho a Outubro)	513	201	39	369	72

*Condições meteorológicas mínimas propícias à ocorrência de fogo: precipitação acumulada mensal inferior a 100 mm, temperatura média do ar superior a 24°C, e umidade relativa do ar inferior a 65%.

Em 2005, em média, 72% das células (~213.000 km²) apresentavam condições meteorológicas propícias à ocorrência de fogo, com picos de 97% em julho, 99% em agosto e 83% em setembro. Foi observada uma redução marcante no mês de outubro, nos dois anos, apenas 3% e 9% das células apresentavam tais condições simultaneamente. Na média, houve um aumento em 2005 de 83% no número de células propícias ao fogo, em relação a 2004.

Das 336 células com focos de calor identificadas em 2004, 161 (48%) apresentaram as condições meteorológicas mínimas propícias à ocorrência de fogo. Em 2005, foram identificadas 443 células com focos de calor, das quais 349 (79%) atenderam simultaneamente as condições meteorológicas mínimas propícias à ocorrência de fogo (Tabela 2) evidenciando um aumento de 117%, com relação a 2004.

Tabela 2. Número de células com focos de calor e número de células que atenderam simultaneamente as condições meteorológicas mínimas propícias à ocorrência de fogo* no período de julho a outubro nos anos de 2004 (sem anomalia climática) e 2005 (com anomalia climática) e 2005 (com anomalia climática) no sul do Amazonas.

Mês	2004			2005		
	Células com focos	Células propícias ao fogo	%	Células com focos	Células propícias ao fogo	%
Julho	41	38	93	76	74	97
Agosto	111	99	89	127	126	99
Setembro	104	12	12	157	140	89
Outubro	80	12	15	83	9	11
Julho a Outubro	336	161	48	443	349	79

*Condições meteorológicas mínimas propícias à ocorrência de fogo: precipitação acumulada mensal inferior a 100 mm, temperatura média do ar superior a 24°C, e umidade relativa do ar inferior a 65%.

De forma geral, o número mensal de células com focos de calor que atenderam simultaneamente as condições meteorológicas propícias à ocorrência de fogo foi maior nos meses de agosto, em 2004 e em agosto e setembro em 2005.

Os valores médios da precipitação apresentaram maior amplitude de variação entre os meses e anos, nos dois conjuntos de células, quando comparado com os demais parâmetros. (Tabela 3). As médias mensais da temperatura máxima foram similares nos dois conjuntos de células, mas maiores (1°C) em 2005. As temperaturas mínimas mensais também foram em sua maioria análogas entre as células com e sem focos de calor, porém as mínimas registradas foram mais baixas que em 2004, o que indica uma "*friagem*" mais forte nessa região.

Tabela 3. Médias das condições meteorológicas mensais nos anos de 2004 e 2005 nas células com e sem focos de calor no sul do Amazonas.

Mês	Precipitação (mm)		Tmáx* (°C)		Tmín* (°C)		Tméd* (°C)		UR* (%)	
	2004	2005	2004	2005	2004	2005	2004	2005	2004	2005
Células com focos de calor										
Julho	55	18	32	32	21	19	26	26	52	53
Agosto	64	34	33	34	21	20	27	27	50	50
Setembro	177	55	33	34	22	21	27	27	51	51
Outubro	169	147	33	34	23	23	28	28	62	62
Células sem focos de calor										
Julho	67	20	32	33	21	20	26	26	54	54
Agosto	77	33	33	34	21	20	27	27	51	51
Setembro	184	72	33	34	22	21	28	28	52	52
Outubro	185	164	33	34	23	23	28	28	61	61

*Tmáx - Temperatura máxima do ar, Tmín - Temperatura mínima do ar, Tméd - Temperatura média do ar (°C) e UR - Umidade relativa do ar (%).

Em sua maioria os valores médios da umidade relativa do ar foram menores no conjunto de células com focos de calor, mas similares entre os anos.

De forma geral, as médias dos parâmetros foram próximas entre si considerando os conjuntos de células com e sem focos de calor nos anos com e sem condições climáticas atípicas.

3.2 Focos de calor em relação às condições meteorológicas

O número de focos de calor detectado nos meses de julho a outubro em 2004 foi de 2.344. Destes, 78% (1.819) ocorreram com precipitação inferior a 100 mm com maior incidência (65%) em células com precipitação entre ≥ 40 mm e ≤ 90 mm. A maior incidência de focos de calor (90%) ocorreu durante os meses de agosto e setembro (Figura 3).

Em 2005, o número de focos de calor detectado no mesmo período (5.172) foi mais que duas vezes o valor do ano anterior. Cerca de 90% (4.635) destes focos ocorreram em áreas com precipitação inferior a 100 mm. Houve maior incidência de focos (83%) quando a precipitação foi ≤ 70 mm, sobretudo nos meses de julho, agosto e setembro.

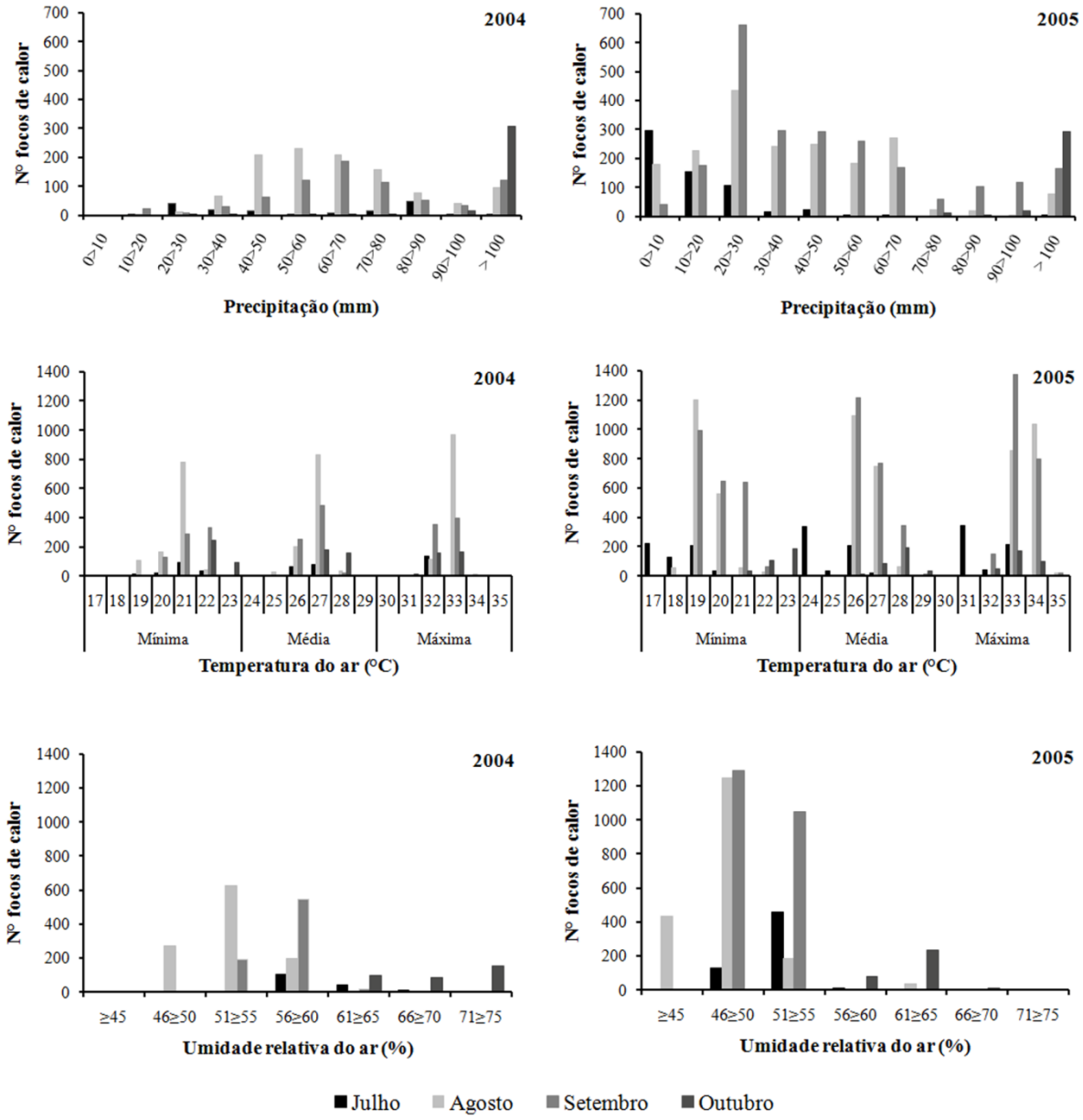

Figura 3. Distribuição mensal do número de focos de calor em relação à precipitação (mm), temperaturas do ar (°C) mínima, média e máxima, e umidade relativa do ar (%) no sul do Amazonas nos anos de 2004 e 2005.

Em de 2004, mais de 96% dos focos ocorreram com temperatura máxima entre 32°C e 33°C, temperatura mínima entre 19°C e 22°C, e temperatura média entre 26°C e 28°C. Considerando o ano de 2005, acima de 96% dos focos detectados na área de estudo ocorreram com temperatura máxima entre 31°C e 34°C, temperatura mínima entre 17°C e 22°C, e temperatura média entre 24°C e 28°C. No geral, a amplitude das temperaturas máxima e mínima foi maior em 2005.

Em 2004, 89% (2.094) dos focos ocorreu com umidade relativa do ar inferior a 65%. Já em 2005, 99% (5.161) dos focos ocorreram com umidade do ar inferior a 65%.

De forma geral houve uma tendência de separação entre os parâmetros meteorológicos considerando os anos de 2004 e 2005 (Figura 4A) Porém, não houve separação entre os parâmetros meteorológicos sugerindo similaridade entre os conjuntos de células com e sem focos de calor (Figura 4B). Os dois eixos juntos explicaram 70% da variação dos dados (PC1 = 48%, PC2 = 22%).

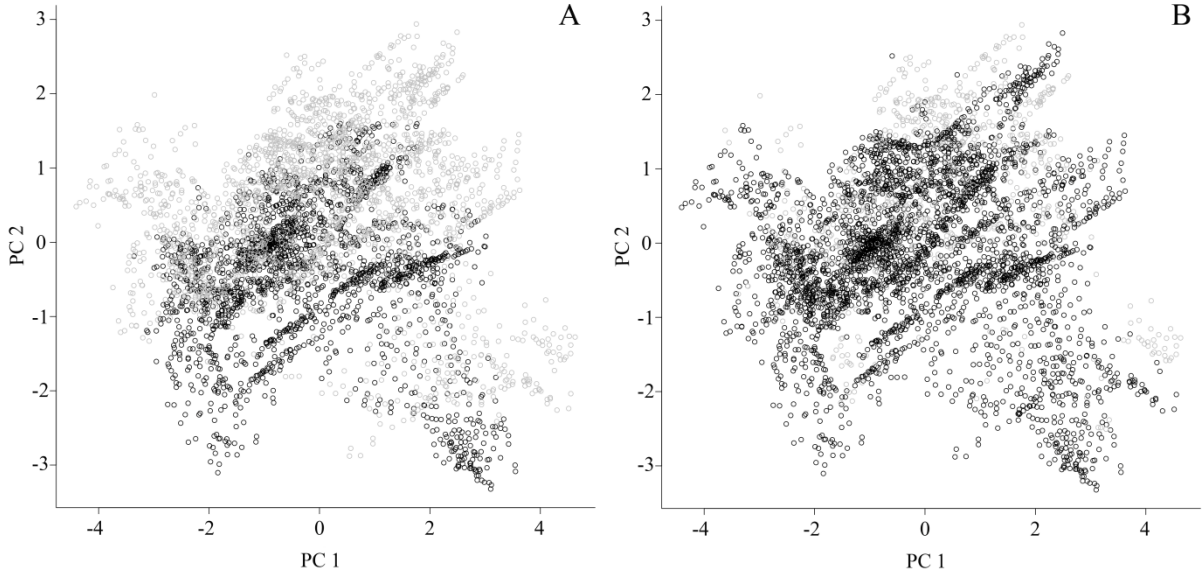

Figura 4. Análise de componentes principais (PCA) dos parâmetros meteorológicos entre os anos de 2004 e 2005 (A - onde os círculos cinza são as células de 2005 e círculos pretos são as células de 2004) e entre os conjuntos de células com e sem focos de calor (B – onde os círculos cinza são as células com focos de calor e círculos pretos são as células sem focos de calor).

A aglomeração entre os dados indica forte homogeneidade das condições meteorológicas entre os conjuntos de células com e sem focos de calor nos dois anos.

O modelo geral de regressão de Poisson apresentou forte correlação com todos os parâmetros com valores preditivos para ocorrência de focos de calor e coeficientes significativos (b = 0,83; $p < 0,001$; EP = 0,13; n = 8) (Figura 5). Forte correlação inversa foi observada entre as variáveis focos de calor e precipitação (b = -0,0104; $p < 0,001$; EP = 0,0003; n = 8) e forte correlação positiva entre focos de calor e temperatura máxima do ar (b = 0,796; $p < 0,001$; EP = 0,018; n = 8). Quanto maior a temperatura máxima do ar e menor a precipitação, maior será a probabilidade de ocorrência de focos de calor.

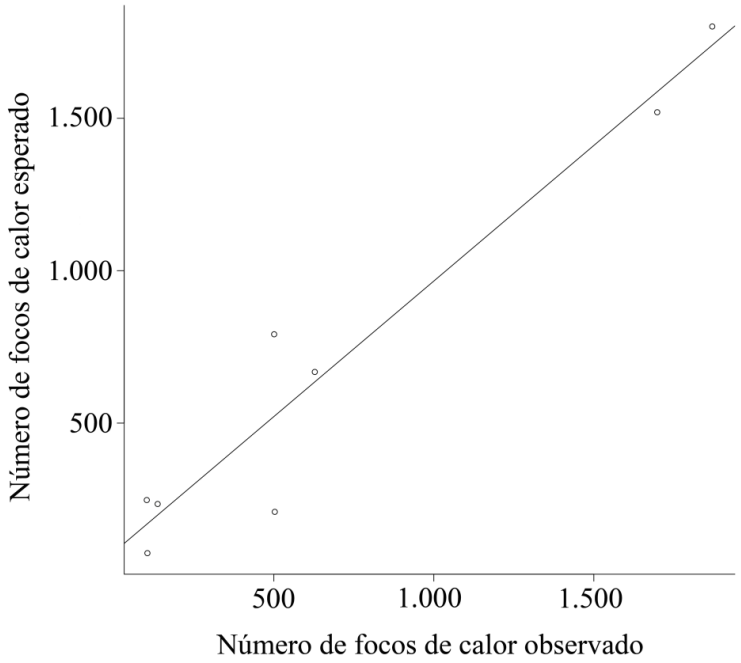

Figura 5. Número de focos de calor observados contra o número de focos de calor esperados pelo modelo regressão de Poisson (N° focos de calor = $e^{(-19,23 - 0,0104*\text{precipitação} + 0,796*\text{Temperatura máxima})}$) usando os dados de precipitação e temperatura máx ima do ar dos anos de 2004 e 2005.

4 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos evidenciam que no ano sem anomalia climática (2004), menos da metade (39%) da área do sul do Amazonas apresentava as condições meteorológicas propícias à ocorrência de fogo apresentadas na literatura. Porém, em 2005, ano em que houve uma forte seca nessa região, a área suscetível ao fogo foi substancialmente maior que no ano anterior alcaçando 72% (213.000 km²). Isto indica que, no ano sob condições de seca atípica, a área suscetível ao fogo nessa região do Amazonas aumentou cerca de 83% quando comparado ao ano sob condicões de seca normais. O elevado percentual (79%) de células com focos de calor no ano com seca de grande magnitude e persistência evidencia a suscetibilidade dessa vegetação ao fogo sob tais condições meteorológica atípicas o que pode ter intensificado o uso do fogo na atividade humana em 2005. Na Amazônia brasileira, extensas áreas de floresta e não floresta (com cultivos agrícolas, pasto e capoeiras) foram queimadas acidentalmente durante eventos extremos de seca potencializadas pelo El Niño em 1997/1998 (Barbosa e Fearnside, 1999; Alencar *et al*., 2006) e pelo aquecimento anômalo das

temperaturas de superfície do oceano Atlântico Norte tropical em 2005 (Brown *et al*., 2006; Shimabukuro *et al*., 2009; Vasconcelos *et al*., 2013). Estes eventos de seca extrema contribuem para definir a forte relação exponencial negativa entre queimadas e indicadores climáticos encontrados por Alencar *et al*., (2011) e neste estudo.

Apesar da tendência de separação entre os valores das variáveis meteorológicas entre os anos com e sem anomalias climáticas foi observada forte similaridade dos valores dos parâmetros meteorológicos entre as áreas com e sem focos de calor. Apesar disso, em 2005, houve um aumento da área suscetível ao fogo e persistência das condições meteorológicas propícias ao fogo, mas tais condições não apresentaram segregação indicando homogeneidade entre as áreas com e sem focos de calor. Apesar disso, o valor da temperatura máxima do ar em 2005 foi 1°C maior que no ano anterior durante os meses mais quentes e com maior incidência de focos de calor (agosto e setembro). Um aumento na temperatura do ar influencia diretamente a evapotranspiração contribuindo para o estresse hídrico da vegetação, e consequentemente na suscetibilidade da vegetação ao fogo (Nepstad *et al*., 2004). De acordo com Costa e Foley (2000) um aumento da temperatura associado com o aquecimento global pode exacerbar os efeitos da seca, acelerando o processo de evaporação.

Em termos de focos de calor foi constatado que no ano de 2005 o número de eventos de fogo aumentou consideravelmente, mais que duas vezes o valor de 2004. Houve maior incidência de fogo em áreas com precipitação acumulada mensal inferior a 70 mm, temperatura média do ar entre 26°C e 28°C, e umidade relativa do ar inferior a 60%, principalmente nos meses de julho, agosto e setembro, evidenciando que o tempo neste período estava extremamente seco, favorecendo a flamabilidade da vegetação e consequentemente um aumento substancial de queimadas e incêndios nessa região do Amazonas em 2005. As condições meteorológicas nas quais ocorreu a maior incidência de fogo são próximas àquelas apresentadas em outros estudos conduzidos na Amazônia (p. ex. Uhl e Kauffman, 1990; Nepstad *et al*., 1994; Mendoza, 2003; Ray *et al*., 2005). A maioria dos grandes incêndios ocorre com a umidade do combustível extremamente baixa causado por condições de seca severa ou prolongada. Além disso, tais condições são normalmente combinadas com altas temperaturas e baixa umidade relativa do ar e muitas vezes com fortes ventos, favorecendo o espalhamento (Colson, 2004) e a propagação do fogo (Silvestrini *et al*., 2011).

A ocorrência de focos de calor em áreas com precipitação acumulada mensal superior a 100 mm e com umidade relativa do ar superior a 65% pode ser explicada pelas baixas escalas espacial e temporal dos dados meteorológicos, com a decisão humana de atear fogo na vegetação e com o período de estiagem.

Tendo em vista que as variáveis meteorológicas apresentam valores preditivos para ocorrência de fogo, o conhecimento e compreensão das condições meteorológicas e suas interações com a suscetibilidade da vegetação ao fogo são essenciais no combate a incêndios e controle eficiente tanto em situações urbanas como rurais (Davis, 2004). A diminuição da precipitação, da umidade relativa do ar e elevadas temperaturas do ar confirmam estreita correlação com a ocorrência de fogo e com a flamabilidade do combustível. Em Samarinda, na costa leste de Kalimantan, Indonésia, cerca de 3,5 x 10^6 ha foram afetados pelo fogo durante a seca de grande amplitude e persistência decorrente do El Ninõ de 1982/1983, a precipitação chegou a 35% abaixo da média anual, com nível crítico ≤ 100 mm/mês durante 10 meses (Goldammer e Seibert, 1990). Estudos conduzidos na Africa do Sul comprovam que a umidade relativa do ar influencia o conteúdo de umidade do combustível e que quanto menor a umidade relativa do ar maior a intensidade do fogo (Trollope *et al*., 2004). De acordo com Ronde *et al.* (1990) a temperatura do ar afeta consideravelmente as mudanças de umidade no combustível vegetal, evidenciando que altas temperaturas do ar ajudam a secar mais rapidamente o combustível, consequentemente, tornando-o mais inflamável. A combinação de todos esses fatores mais a decisão de atear fogo na vegetação, principalmente próximo às bordas das florestas, pode ter favorecido a ocorrência de incêndios florestais em mais de 865.6 km² nos municípios de Boca do Acre e Lábrea, porção oeste da área de estudo, durante a grande seca no ano de 2005 (Vasconcelos *et al*., 2013).

O uso de variáveis meteorológicas no estudo do comportamento do fogo é relevante por servir como controle da previsão do tempo, podendo manter equipes de monitoramento, controle e combate ao fogo atualizadas sobre as influências ou alterações meteorológicas locais. Adicionalmente, possibilita o conhecimento da suscetibilidade da vegetação ao fogo permitindo a concessão de licença para queimadas, o planejamento de medidas preventivas a incêndios (como aceiros) o que viabilizaria melhor alocação de recursos por uma relação custo/beneficio mais eficaz, em comparação com as medidas supressivas (Soares 1985) principalmente em regiões remotas e de difícil acesso como a Amazônia.

5 CONCLUSÃO

No ano sob condições meteorológicas atípicas, a área do sul do Amazonas que apresentava simultaneamente as condições meteorológicas mínimas propícias à ocorrência de fogo na vegetação (precipitação acumulada mensal inferior a 100 mm, temperatura média do ar superior a 24°C, e umidade relativa do ar inferior a 65%), foi 83% maior quando comparado com o ano de seca normal. Durante a seca severa e prolongada de 2005, aproximadamente 72% (213.000 km²) dessa região estava suscetível ao fogo. O número de focos de calor foi mais que duas vezes o valor de 2004. Apesar da tendência de separação nos valores das condições meteorológicas entre 2004 e 2005, não houve segregação desses parâmetros entre as áreas com e sem focos de calor, evidenciando que secas de grande magnitude e persistência proporcionam condições de tempo seco favorável ao fogo que atrelado à decisão humana de atear fogo na vegetação podem exacerbar a ocorrência de queimadas e incêndios na região.

O uso do fogo está arraigado no paradigma de desenvolvimento da Amazônia e informações sobre a suscetibilidade da vegetação ao fogo, com base nas condições meteorológicas, podem ser utilizadas no manejo da vegetação desse bioma, principalmente para fins de conservação, tendo em vista que os parâmetros meteorológicos são fortemente preditivos para projetar a ocorrência de fogo na vegetação. Além disso, conhecer e entender a suscetibilidade da vegetação do sul do Amazonas ao fogo, principalmente em anos de seca severas, pode contribuir para o desenvolvimento de políticas de gestão mais adequadas dos recursos ambientais para essa região. Alertas poderiam ser emitidos para as áreas onde o risco de incêndio for maior, incluindo aquelas destinadas à preservação e seu entorno, pois com base nessas informações poderiam se adotadas medidas de monitoramento e preventivas ao fogo o que possibilitaria minimizar a ocorrência de queimadas acidentais e incêndios florestais. Por outro lado, seriam localizadas as áreas de menor suscetibilidade, onde o uso do fogo de forma controlada poderia ser permitido para queimadas tendo em vista a importância que o fogo exerce nas atividades de uso da terra no Amazonas.

CAPITULO 3 – Forest fires in southwestern Brazilian Amazonia: Estimates of area and potential carbon emissions[2]

Abstract

Areas affected by forest fires that occurred in 2005 were mapped in the municipalities of Boca do Acre and Lábrea (in the southern part of Brazil's state of Amazonas) and estimates were made of the loss of biomass and carbon stock and the committed emissions from increased tree mortality due to fire. Fire scars observed on Landsat-5 TM satellite images from 2004 to 2006 were visually interpreted and digitalized; over 865.6 km² of forest affected by fire were mapped, the majority (2.9% of the total forest cover) concentrated along the southern edges of the municipalities, which border on the states of Rondônia and Acre. The greatest loss of biomass due to the increase in tree mortality was indicated by the survey made 4 years after the fires: 4.5×10^6 Mg total (above + below-ground) and 3.7×10^6 Mg (only above-ground). Consequently, 2.2×10^6 Mg C (total) and 1.8×10^6 Mg C (above-ground) of potential carbon emissions were committed from the initial burn of forest biomass and from trees killed by the fire. Emissions occur both through oxidation of dead biomass by decomposition or through combustion in subsequent fire events. Our results indicate that fires can affect extensive tracts of forest and can emit significant amounts of carbon to the atmosphere in periods of drought. Fire plays a significant role as a threat to the biological balance of the forest and causes loss of biomass and emission of greenhouse gases that have critical implications for the future of forests in the Amazon.

Keywords: Amazon forest; Brazil; carbon emission; greenhouse gases; global warming; satellite imagery

1 INTRODUCTION

On a global scale, fire is one of the most important agents of disturbance in terrestrial ecosystems and is widely used by humans in transforming the forest, especially in tropical and subtropical ecosystems (van der Werf et al., 2010). Although fire without an anthropogenic source of ignition continues to be rare in tropical forests, the spread of roads, ranches and settlements provides human ignition sources to ever-wider areas of forest.

[2] Esse capítulo está publicado e escrito conforme as normas da revista Forest Ecology and Management (data do aceite: 27/11/2012).
Vasconcelos, S.S.; Fearnside, P.M.; Graça, P.M.L.A.; Nogueira, E.M.; Oliveira, L.C.; Figueiredo, E.O. 2013. Forest fires in southwestern Amazonia: Estimates of area and potential carbon emissions. *Forest Ecology and Management*, 291: 199-208. doi: 10.1016/j.foreco.2012.11.044

Currently in years with pronounced droughts these ecosystems are already considered to be seasonally flammable (Malhi et al., 2008). Various studies demonstrate that fires in tropical forests have occurred with greater frequency in recent decades (Cochrane and Schulze, 1999; Nepstad et al., 1999; Barbosa and Fearnside, 1999; Barlow et al., 2002; Alencar et al., 2004, 2006; Brown et al., 2006; Vasconcelos and Brown, 2007).

Forest fires represent an emission source of greenhouse gases and aerosol particles (Fearnside, 2003). Increased concentrations of these components have been reported in connection with fire events in Amazonia (Longo et al., 2009). In the "great Roraima fire" during the drought prompted by the El Niño of 1997-1998 between 11.4 and 13.9 × 10^3 km^2 of primary forests were burned accidentally (Barbosa and Fearnside, 1999). In terms of carbon, committed emissions from this primary forest area totaled 31.3 × 10^6 Mg C (Barbosa and Fearnside, 1999). This was one of the largest forest fires to date in Amazonia (Laurance and Fearnside, 1999).

In Amazonia, periods of lower precipitation co-occur with peaks of fire activity (Aragão et al., 2008). Moreover, anomalous climatic conditions, such as warming of sea-surface temperatures (SSTs) in the tropical eastern Pacific (El Niño) and warming of SSTs in the tropical North Atlantic (the Atlantic dipole), can exacerbate the severity of the dry season (Cox et al., 2008; Marengo et al., 2008, 2011), providing favorable conditions for large-scale fire events (Schroeder et al., 2005). In 2005, anomalously high SSTs in the tropical North Atlantic resulted in a severe drought that had its epicenter in southwestern Amazonia (Aragão et al., 2007), with an impact on biomass carbon totaling 1.2 – 1.6 Pg (1 Pg = 1× 10^{15}g); this indicates that Amazonian forests are vulnerable to increases in water stress, with potential for great losses of carbon and for initiating a positive feedback between dieback and climatic alterations (Phillips et al., 2009). Drought events of this magnitude, in addition to increasing the susceptibility of the forest, increase the impact of forest fires. This occurred in 2005 in the MAP area (the trinational area encompassing Madre of Dios [Peru], Acre [Brazil] and Pando [Bolivia]), a region where more than 360,000 ha of standing forests were affected by accidental fire during that Atlantic-dipole event (Brown et al., 2006).

Logging activities also increase the susceptibility of the forests to fire (Uhl and Kauffman, 1990; Holdsworth and Uhl, 1997; Cochrane, 2003). The severity of fire in logged forests can be substantially aggravated by large amounts of available combustible material left on the ground in the forest due to the cutting operations, while damage to the tree crowns

provides openings in the canopy that allow light and wind to enter the understory, speeding up the drying of the slash (Cochrane, 2003; Cochrane and Laurance, 2008). This makes forest highly vulnerable to droughts and fires (Asner et al., 2006), these being the major factors responsible for the degradation and impoverishment of the forest over the long term (Nepstad et al., 2001).

For estimates of carbon emissions it is essential to know the extent of the area affected by the fire. Satellite imagery can be used to map the areas burned based on the spectral response of the charcoal and leached ashes left by the fire and also to map the scars left from alterations in the structure and abundance of the vegetation (Cochrane and Souza, 1998; Lu et al., 2003; Souza et al., 2003, 2005; Alencar et al., 2006; DeFries, et al., 2008; Goetz et al., 2009; Shimabukuro et al., 2009; Morton et al., 2011). Forest-fire mapping by means of orbital data with medium or high resolution is a key step in understanding the evolution forest fires and their impact on biomass carbon in extensive areas in Amazonia. This is critical, given the frequency with which major forest fires have been occurring in this region in recent decades.

The objectives in this study are: (i) to map the areas affected by forest fires that occurred in 2005 in Boca do Acre and Lábrea (in the southern portion of the state of Amazonas), and (ii) estimate the loss of biomass and the carbon stock committed to be emitted from the increase in tree mortality due to these fires.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Study area

The study area encompasses the municipalities of Boca do Acre and Lábrea, totaling 90,187 km² (Brazil, IBGE, 2011) in the southern part of the state of Amazonas (Fig. 1). These municipalities are now part of the “arc of deforestation,” a crescent-shaped strip along the southern and eastern edges of Brazil’s Amazon forest where there has been intense human pressure in recent decades. During the drought of 2005, forest areas located to the southern portions of these municipalities were strongly affected by fires from uncontrolled burning.

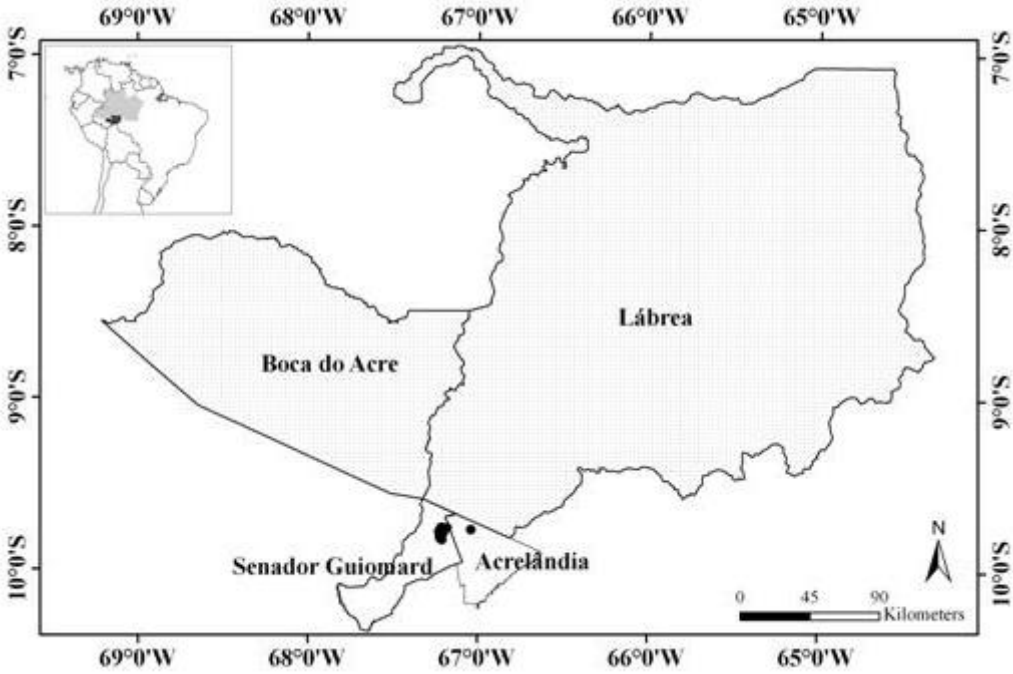

Fig. 1. Location of the municipalities of Boca do Acre and Lábrea (Amazonas state) and permanent plots (black circles) in the municipalities of Acrelândia and Senador Guiomard (Acre state) in the southwestern Amazon.

The predominant forest formations in the study area are: open ombrophilous sub-montane forest dominated by bamboo, open ombrophilous sub-montane forest, dense ombrophilous sub-montane forest, dense lowland ombrophilous forest, open lowland ombrophilous forest and dense alluvial ombrophilous forest (Projeto RadamBrasil, 1983). The climate is classified as Am (Köppen), with annual rainfall between 2000 and 2400 mm and with four to five consecutive months with less than 100 mm of precipitation (Sombroek, 2001). The average annual temperature is 25.4 °C. Predominant soils are red-yellow Ultisol, red-yellow Argisol and Inceptisol (IBGE, 2001).

2.2 Mapping of forest fire scars

In order to map the areas of forests affected by the fire in 2005 we used a total of 24 Landsat-5 TM scenes, with eight scenes from each of the years 2004, 2005, and 2006 (Table 1). The images were obtained from the website of the National Institute for Space Research (INPE) (http://www.dgi.inpe.br/CDSR/).

Table 1. Orbit and row with the dates of each Landsat-5 TM scenes in the years 2004, 2005 and 2006.

Orbit and row	Date		
001/65	16/08/2004	04/09/2005	07/09/2006
001/66	01/09/2004	04/09/2005	22/08/2006
001/67	01/09/2004	03/08/2005	21/07/2006
002/66	08/09/2004	11/09/2005	14/09/2006
002/67	24/09/2004	11/09/2005	26/06/2006
003/66	10/05/2004	05/11/2005	16/05/2006
233/65	25/08/2004	28/08/2005	28/06/2006
233/66	09/08/2004	28/08/2005	28/06/2006

The scenes were acquired for the period between May and November, when there is a minimum of cloud cover. The scenes from 2004 and 2006 were used to avoid any inclusion in the mapping for 2005 of areas that had been affected by fires in the previous year or in the succeeding year. The spectral bands used were: red (channel 3), near-infrared (channel 4) and mid-infrared (channel 5). All of the scenes were geo-referenced based on Geocover 2000 images (http://zulu.ssc.nasa.gov/mrsid/), with a maximum RMS error (Root Mean Square error) of 0.5. Pre-processing operations (geo-referencing of the images, formation of R(5)-G(4)-B(3) color composites, contrast stretching enhancement and mosaicking) were performed in ENVI software. Visual analysis and vectorial editing were done in ArcGIS software at a fixed scale of 1:20,000.

Forest fires can be detected on satellite imagery based on the scars left in the forest cover. In general, the forest areas affected by fire make a greater contribution to the spectral response of the non-photosynthetic material (dry twigs and stems) as a result of the death of some trees, the loss of leaves from the canopy, the energy reflected by the exposed soil and the charcoal deposited on the forest floor. These scars are often easier to observe in images acquired in the year following the fire (Graça, 2006). In order to insure that the fire scars mapped were the result of fires that occurred in 2005, we determined that there had been no forest fires in 2006 in the study area based on the statements of farmers and ranchers during our field visits in 2009 in Boca do Acre, Lábrea and in several municipalities in eastern Acre.

In order to quantify the areas affected by forest fires, all fire scars were mapped in the different forest types by means of visual interpretation of satellite images in R(5)-G(4)-B(3) color composites, digitizing the areas affected by fire on the image displayed on a computer

screen and storing the information in the form of polygons in a spatial data base (Geographical Information System - GIS).

Areas were delimited on the 2006 images, which had more visible fire scars than the 2005 images. Vectorization of the polygons of the fire scars was performed, analyzing each area in all 3 years (Fig. 2). After vectorization, the area of each polygon was calculated in each forest type.

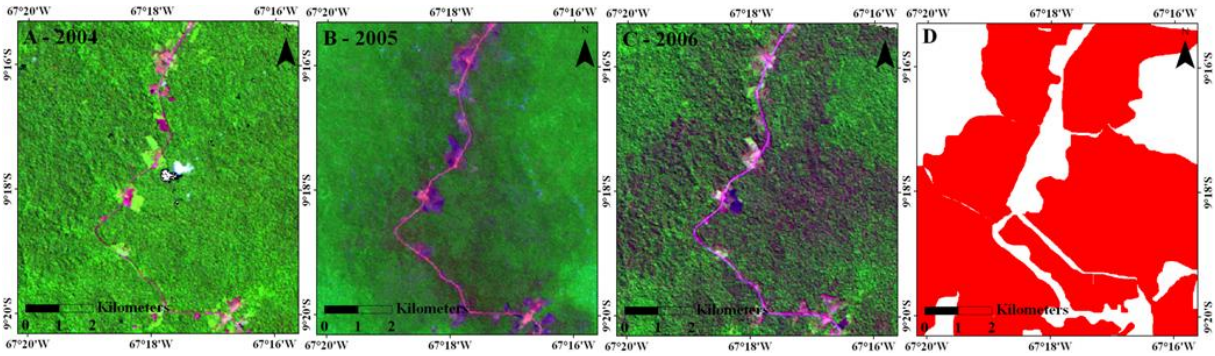

Fig. 2. Clipping of an area of forest affected by fire in an R(5)-G(4)-B(3) color composite, showing the different dates used in the mapping process: (a) area on 1 Sept. 2004 without fire; (b) area on 20 Sept. 2005 with recent fire scars, (c) areas on 21 July 2006 showing scars of fire that occurred in 2005, and (d) mapping of forests affected by the fire in 2005.

The mapping was preceded by fieldwork in 2009 when the rural properties in Boca do Acre and Lábrea with forest-fire occurrence in 2005 were visited. During these visits the ranchers were asked the dimension of the burned area and whether there had been a recurrence of fire in the properties during the same year (2005). In all of these areas geo-referenced points were collected with a navigation global positioning system (GPS) to serve as a record of fire occurrence in 2005 and reference images for 2006. Along the BR-317 (Rio Branco – Boca do Acre) Highway some areas of forests affected by the fire were also identified and points of fire occurrence were geo-referenced.

2.3 Evaluation and accuracy of the mapping

Due to the magnitude of the study area, a 15 km × 26 km (390 km²) sub-area was delimited for evaluation in scene 001/67, where the areas of forests affected by fire and unbroken forest were classified. In this sub-area 300 check points were geo-referenced: 91 points in areas of forests affected by fire, 48 points in randomly distributed areas of intact

forest and 161 points in deforested areas. Evaluation of the mapping was carried out by observing the agreement between the points generated in the field (ground truth) and the areas classified as “forest affected by fire,” as “intact forest,” and as “deforested area,” in order to produce an error matrix as proposed by Congalton and Green (1999) (Table 2). The mapping had an overall accuracy of 96%, and the conditional Kappa coefficient of the producer for the class (Kj) of the area of forest affected by fire had a value of 0.82.

Table 2. Error matrix for the mapping of the area of forest not affected by fire (FnAF), of the area affected by fire (FAF) in 2005, and of the deforested area.

		Ground Reference			Total	Errors of Omission (%)
		FnAf	FAF	Deforested area Desmatada		
Thematic Classes	FnAf	35	13	0	48	27
	FAF	0	91	0	91	0
	Deforested area	0	0	161	161	0
Total		35	104	161	300	
Errors of Commission (%)		0	13	0		
Overall accuracy		96%				
Kappa Coefficient		93%				
User accuracy [a] (K_{i+})		100%				
Producer accuracy [a] (*Kj*)		82%				

[a]Conditional Kappa calculated for the “forest affected by fire” class.

2.4 Structure of the forest affected by fire

We used data obtained in 15 permanent 0.2-ha plots, of which 10 plots were affected by fire and five were not affected. The plots are situated in the Community Forest Management Project of Embrapa-Acre in the municipalities of Senator Giomard and Acrelândia, in the state of Acre (Fig. 1). They are located 5-11 km from the southern edges of the municipalities of Lábrea and Boca do Acre, in the state of Amazonas. All live trees with DBH ≥ 10 cm (diameter at breast height: 1.30 m above the ground or above of any deformities) were inspected and recorded before the fire occurred in 2005 (1996, 1997, 1998, 1999 and 2001), 1 year after the fire (2006) and 4 years after the fire (2009).

The dry above-ground biomass for each tree with DBH ≥ 10 cm in the permanent plots before and after the fire was estimated using the equations of Nogueira et al. (2008a). Since the equation by Nogueira et al. (2008a) was developed in primary forest, an overestimate could occur in the surveys carried out after 2005 in the plots that were affected by fire. This

would result from an expected increase in the abundance of fast-growing species with lower wood density. However, since in the present study the post-burn effect was only evaluated in trees with DBH ≥ 10 cm, we would expect that no bias in the biomass estimates due to changes in the species composition would be perceptible by 2009, and that there would be no substantial impact on the total biomass estimate because any effects would be restricted to the smallest diameter classes.

The estimates of dry above-ground and total (above- and below-ground) biomass by Nogueira et al. (2008a) were used for the different phyto-physionomies in the region under study. The exception was the biomass of the open forest dominated by bamboo (*Guadua* sp.), which was obtained from the estimates of Nogueira et al. (2008b) for trees with DBH ≥ 5 cm. Additions were made for the remaining components of the above-ground live biomass (trees and palms with DBH < 5 cm (5.5 Mg ha^{-1}), bamboo (6.9 Mg ha^{-1}) and lianas (5.8 Mg ha^{-1}): based on diameter measurements from inventories in Acre by de Oliveira **(**2000) and allometric equations by Gehring et al., 2004 for lianas and Nelson et al., 1990 for bamboo) and necromass (38.2 Mg ha^{-1}: this addition was based on Nogueira et al., 2008a; Table 1). This estimate allows inclusion of the effect of bamboo on the structure of the forest; this decreases the biomass stock of the vegetation due to lower height and lighter wood density of trees and palms (Nogueira et al., 2008b).

2.5 Data analysis

2.5.1 Calculation of the stock of live biomass affected by fire and of carbon emissions

The stocks of live biomass in the mapped areas of forests affected by fire were obtained by multiplying areas affected in each type of forest by the mean live biomass (total and above-ground) corresponding to what existed before the fire. The estimated loss of live biomass per hectare in the areas of forests affected by fire 1 and 4 years after burning were obtained from the 10 plots affected by fire by applying the proportion of committed absolute loss of dry biomass since 2001 due to the increase in the mortality of trees with DBH ≥ 10 cm. Since all 10 plots were in dense submontane ombrophilous forest, we assume that the proportions of trees killed in the other forest types are the same. We do not believe that this poses a significant limitation, since the only forest types with differences expected to be relevant represent only a small part of the area affected by fire: open submontane ombrophilous forest dominated by bamboos (which has more flammable material) represents

5.4% and dense alluvial forest (which has a different topography) represents 1.8% (Table 3). The committed absolute loss of dry biomass refers to the difference between the stock of live biomass (without considering necromass) before the fire and the stock of live biomass after the fire, calculated in the second measurement.

Table 3. Areas of forests affected by fire (km²) in 2005, by forest type in Boca do Acre and Lábrea, in Amazonas, Brazil.

Forest Type (IBGE code[a])	Boca do Acre (km²)	Lábrea (km²)	Total (km²)	Share of total area (%)
Open ombrophilous submontane forest dominated by bamboos (Asb)	46.4	0	46.4	5.4
Open ombrophilous submontane forest (As)	139.2	103.6	242.8	28.0
Dense ombrophilous submontane forest (Ds)	88.2	269.3	357.5	41.3
Dense lowland ombrophilous forest (Db)	0.2	23.3	23.6	2.7
Open lowland ombrophilous forest (Ab)	166.2	13.4	179.6	20.7
Dense alluvial ombrophilous forest (Da)	0	15.8	15.8	1.8
Total area	440.2	425.4	865.6	100.0

[a]Brazil, IBGE (1992).

The amount of biomass (total and above-ground) killed by forest fires was represented by the equation (Alencar et al., 2006):

$$K = \alpha AB,$$

where: "K" is the amount of biomass killed by the fire (Mg ha^{-1}); "A" is the area affected by the fire for each type of forest (ha); "B" is the biomass density for each type of forest (Mg ha^{-1}); "α" is proportion of the biomass lost after the fire. To estimate the carbon stocks in the forest, both affected by fire and not affected by fire, we used the relation determined in forests near Manaus by da Silva (2007) where 1 ton of dry biomass contains 0.485 tons of C.

The burning efficiency of forest biomass was not considered in the current study because estimates of efficiency require calculating the loss of biomass for each tree using measurements of the diameter of the trees before and after the fire event. Studies of this type are more common in areas burned after felling for agriculture and ranching (Kauffman et al., 1995; Fearnside et al., 1999, Graça et al., 1999, Righi et al., 2009).

2.5.2 Disentangling the effects of drought and fires

The lack of forest inventory data in the experimental plots for 2004 (1 year before the drought and fire) and for the year 2005 makes it difficult to isolate the effect on mortality

caused by the fire from the effect of the 2005 drought. However, to separate these effects on the forest we used the absolute mean values of stems and dry above-ground biomass in each plot for the years 2001, 2006 and 2009. A paired Student's *t* test was applied to assess the differences between mean numbers of stems and mean biomasses in the plots affected by fire (n = 10) and in the plots not affected by fire (n = 5).

3 RESULTS

3.1 Mapping forest affected by fires

The total area of forests affected by fire in 2005 in Boca do Acre and Lábrea was 865.6 km², corresponding to 2.9% of the forest cover of these municipalities in 2009 (Table 3). These municipalities had the greatest areas of cumulative deforestation of the 62 municipalities in the state of Amazonas, contributing 14.7% of the total detected up to 2009 by the Project for Monitoring Deforestation in Amazonia (PRODES) of Brazil's National Institute for Space Research (INPE, 2010). In Boca do Acre 440.2 km² (2.2% of the forest cover) and in Lábrea 425.4 km² (0.7% of the forest cover) of forests affected by fires were mapped.

The types of forest most affected by fire were: dense ombrophilous submontane forest (41.3% or 357.5 km²), open ombrophilous submontane forest (242.8 km² or 28%) and open lowland ombrophilous forest (179.6 km² or 20.7%). More than 54% of the forest area affected by fire was in open forests.

The majority of the area of forest affected by fire was concentrated on the southern edges of the municipalities, which is the region that is subject to the greatest human pressure due to the expansion of cattle ranching from the neighboring states of Acre and Rondônia. Most of the forest affected by fires is adjacent to pastures and to roads, indicating that the sources of ignition for the fires may have been derived from these areas (Fig. 3).

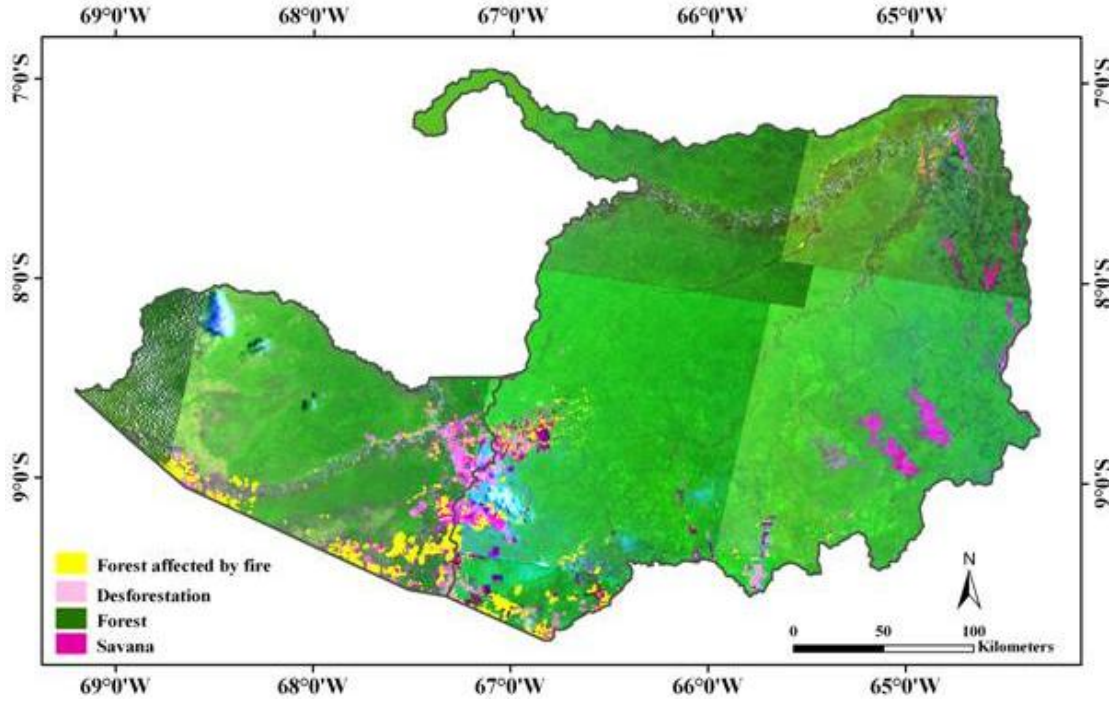

Fig. 3. Areas of forests affected by fires (polygons in yellow) in 2005 in Boca do Acre and Lábrea, Amazonas, Brazil.

3.2 Changes in stem density

In the plots affected by fire the density of live trees with DBH ≥ 10 cm was 237 ± 8.1 (mean ± SE) stems ha^{-1} in 2001, declining to 210 ± 11.7 stems ha^{-1} 1 year after the fire (2006) and increasing to 291 ± 14.8 stems ha^{-1} 4 years after the fire (2009). The density of trees presumed to be dead (individuals no longer present as live trees) was 51 ± 7 stems ha^{-1} was 1 year after fire (Table 4). This corresponds to a 5-year period (200-2006), and therefore represents an average loss of 51/5 = 10.2 stems ha^{-1} yr^{-1}, although mortality was undoubtedly much higher than this average in the last year of the period (when the fire occurred). Even the 10.2 stems ha^{-1} yr^{-1} average value is much higher than the pre-burn level: for the 1999-2001 period 10 ± 0.5 stems ha^{-1} died (Table 4), or only 10/5 = 2 stems ha^{-1} yr^{-1}. In the 2006-2009 period, 28 ± 0.5 stems ha^{-1} died (Table 4) or 28/3 = 9.3 stems ha^{-1} yr^{-1}. The 2006-2009 time period had much more mortality of large-diameter trees (Table 4).

Table 4. Density of live and dead trees (stems ha-1 ±SEa) with DBH ≥ 10 cm, dry biomass in live and dead trees (Mg ha-1 ±SEa) and committed absolute loss of dry biomassb since 2001 (Mg ha-1) in the trees killed in the plots affected by the fire.

DBH Class (cm)	Live trees (stems ha^{-1} ±SE)			Dead trees (stems ha^{-1} ±SE)			Dry biomass of live trees (Mg ha^{-1} ±SE)			Dry biomass of dead trees (Mg ha^{-1}±SE)			Committed absolute loss of dry biomass[b] since 2001 (Mg ha^{-1})	
	2001	2006	2009	2001	2006	2009	2001	2006	2009	2001	2006	2009	2006	2009
10-19.9	85±6.0	77±5.0	163±15.0	3±0.5	22±1.0	6±2.0	12.4±1.1	11.7±0.7	19.7±0.7	0.2±0.1	2.9±0.2	0.9±0.4	-0.7	6.8
20-29.9	73±7.0	62±12.0	65±14.0	4±1.5	14±6.0	8±1.0	29.3±2.6	24.3±3.8	26.2±5.8	1.2±0.3	5.7±2.3	3.1±0.1	-5.0	-3.0
30-39.9	42±6.5	35±9.0	30±6.0	2±0.5	9±1.0	7±1.5	39.9±5.1	34.3±6.7	29.2±5.1	1.5±0.6	8.6±0.7	6.6±1.8	-5.6	-10.7
40-49.9	19±0.5	17±2.0	15±5.0	2±0.5	5±1.0	4±0.5	32.3±1.1	29.2±1.9	25.0±7.6	2.7±1.2	8.2±1.4	6±0.3	-3.1	-7.3
≥ 50	19±3.5	19±3.0	18±3.0	1±0.5	1±0.5	4±1.5	96.5±12.6	99.6±11.8	80.4±12.0	3.0±2.9	1.6±1.4	28.5±4.3	3.1	-16.1
Total	237±8.1	210±11.7	291±14.8	10±0.5	51±7.0	28±0.5	210.3±13.8	199. 1±17.0	180.0±6.8	8.5±1.5	26.9±6.2	45.1±5.4	-11.2	-30.3

[a]The standard error (SE) of the per-hectare means were obtained after the values of the 10 subplots had been normalized for an expected per-hectare frequency.
[b]Committed absolute loss of dry biomass refers to the difference between the stock of live biomass (without considering necromass) before the fire and the stock of live biomass after the fire, calculated in the second measurement.

In the plots affected by fire, 1 year after the fire event the density of trees killed was greater in the smaller diameter classes (10-19.9 cm, 20-29.9 cm and 30-39.9 cm, corresponding to 83% of the total). Four years after the fire the density of dead trees per hectare in these diameter classes increased to 89% of the individuals. In the plots not affected by fire, the density of live trees was 180 ± 18.6 (mean ± SE) stems ha^{-1} in 2001, declining to 163 ± 19.1 stems ha^{-1} 1 year after the drought and increasing to 175 ± 14.6 stems ha^{-1} 4 years later (Table 5).

Table 5. Density of live and dead trees (stems ha-1±SEa) with DBH ≥ 10 cm, dry biomass in live and dead trees (Mg ha-1±SEa) and committed absolute loss of dry biomassb since 2001 (Mg ha-1) in dead trees in the plots that were not affected by fire.

DBH Class (cm)	Live trees (stems ha^{-1})			Dead trees (stems ha^{-1})			Dry biomass of live trees (Mg ha^{-1})			Dry biomass of dead trees (Mg ha^{-1})			Committed absolute loss of dry biomass[b] since 2001 (Mg ha^{-1})	
	2001	2006	2009	2001	2006	2009	2001	2006	2009	2001	2006	2009	2006	2009
10-19.9	65±0.7	54±1.0	70±1.4	4±0.4	16±1.3	5±0.5	7.8±0.2	7.9±0.2	9.9±0.2	0.4±0.1	1.8±0.1	0.7±0.1	0.1	2.1
20-29.9	67±2.3	54±2.2	51±2.0	8±0.5	6±0.7	4±0.4	27.5±1.0	22.2±0.9	21.6±0.8	3.8±0.3	2.4±0.3	1.7±0.2	-5.3	-5.1
30-39.9	17±0.7	26±0.7	27±0.2	5±0.4	2±0.2	3±0.6	16.9±0.9	22.5±0.6	24.6±0.2	4.5±0.4	2.0±0.2	2.7±0.5	5.6	7.6
40-49.9	13±0.7	13±0.8	10±0.7	1±0.2	1±0.2	3±0.4	21.5±1.2	22.1±1.3	17.7±1.2	1.3±0.3	1.6±0.3	4.7±0.7	0.6	-3.9
≥ 50	18±0.9	16±0.6	17±0.7	0	3±0.4	0	75.7±3.3	72.5±2.6	76.4±2.9	0	10.2±1.5	0	-3.3	0.7
Total	180±18.6	163±19.1	175±14.6	18±2.5	28±9.3	15±8.8	149.5±26.7	147.2±24.1	150.1±18.1	10.1±3.4	18.1±10.0	9.7±6.8	-2.3	0.60

[a]The standard error (SE) of the per-hectare means were obtained after the values of the 10 subplots had been normalized for an expected per-hectare frequency.
[b] Committed absolute loss of dry biomass refers to the difference between the stock of live biomass (without considering necromass) before the fire and the stock of live biomass after the drought, calculated in the second measurement.

In the plots affected by fire, the mean densities of stems were significantly different 1 and 4 years after the fire (paired *t* test, n = 10; $t = 3.655$, $p = 0.005$; 2001-2006 and $t = -4.576$, $p = 0.001$; 2001-2009), this possibly being related to the substantial increase observed in pioneer species such as C*ecropia* sp. in the smaller diameter classes (10–19.9 cm and 20–29.9 cm). In the plots not affected by fire, even with the effect of the slight increase in the mortality of the trees in 2006 due to the drought in 2005, the number of stems per hectare did not show significant differences (paired *t* test, n = 5) 1 year after the drought ($t = 1.327$, $p = 0.255$; 2001-2006) and 4 years after the drought ($t = 0.270$, $p = 0.800$; 2001-2009).

3.3 Loss of biomass and potential carbon emissions at the plot level

Dry biomass of the live trees in 2001, represented 210.3 ± 13.8 Mg ha^{-1} (mean ± SE), 199.1 ± 17 Mg ha^{-1} in 2006 and 180 ± 6.8 Mg ha^{-1} in 2009 (Table 4). Dry biomass of trees presumed dead was 26.9 ± 6.2 Mg ha^{-1} 1 year after the fire and 45.1 ± 5.4 Mg ha^{-1} 4 years after the fire.

The committed absolute loss of biomass caused by the increased mortality of trees due to the forest fires that occurred in 2005 was 11.2 Mg ha^{-1} (5.3%) 1 year after the fire and 30.3 Mg ha^{-1}(14.4%) 4 years after the fire. The difference between the loss of dead biomass (36.6 Mg ha^{-1}) and the committed absolute loss of biomass since 2001 (30.3 Mg ha^{-1}) 4 years after the fire could be related to the effect of recruitment in the smaller diameter classes (an increase of approximately 112% in the number of individuals per hectare in the 10-19.9 cm DBH class: Table 4).

One year after the fire the smaller diameter classes (10-19.9 cm, 20-29.9 cm and 30-39.9 cm) contained most of the presumed-dead biomass: 17.2 Mg ha^{-1} (64%). However, 4 years after the fire, despite the percentage of dead individuals being high (89%), the dead biomass was only 10.6 Mg ha^{-1} or 24% of the total. The greatest amount of dead biomass was observed in the larger diameter classes, indicating that 4 years after the fire mortality had increase in trees with DBH ≥ 40 cm, which represented 34.5 Mg ha^{-1} or 76% of the total dead biomass in 2009.

In the plots not affected by fire, dry biomass in live trees was 149.5 ± 26.7 Mg ha^{-1} (mean ± SE) before the drought, 147.2 ± 24.1 Mg ha^{-1} 1 year after the drought and 150 ± 18.1.1 Mg ha^{-1} 4 years after the drought (Table 5). The density of dead trees 1 year after the drought was 28 ± 9.3 stems ha^{-1}, falling to 15 ± 8.8 stems ha^{-1} 4 years later; the dry biomass

estimates of dead trees at 1 and 4 years were 18.1 ± 10 Mg ha^{-1} and 9.7 ± 6.8 Mg ha^{-1}, respectively.

The committed absolute loss of biomass due to the increase in mortality of trees due to the drought of 2005 was only observed in the measurements in 2006 (2.3 Mg ha^{-1}). However, 4 years after the drought, the forest showed a gain in biomass of 0.6 Mg ha^{-1}.

3.4 Effect of the fire and of drought on biomass

In the plots affected by fire, even though the averages of live biomass 1 and 4 years after the fire (mean ± SE: 199.1 ± 17 Mg ha^{-1} and 180 ± 6.8 Mg ha^{-1}, respectively) declined when compared with the live biomass before the fire (210 ± 13.8 Mg ha^{-1}), the difference was not significant (paired *t*, n = 10; $t = 1.758$, $p = 0.113$) 1 year after the fire (2001-2006) but was significant 4 years after the fire ($t = 2.607$, $p = 0.028$; 2001-2009) (Table 6). These results could be associated with the increase in mortality of trees in the larger diameter classes 4 years after the fire.

Table 6. Number of trunks (mean ± SEa; stems ha-1) and live dry biomass above-ground (mean ± SEa; Mg ha-1) in the 10 plots affected by fire and in the five plots not affected by fire.

Year	Number of trunks (mean ± SE; stems ha^{-1})		Live above-ground dry biomass (mean ± SE; Mg ha^{-1})	
	Plots affected by fire	Plots not affected by fire	Plots affected by fire	Plots not affected by fire
2001	237 ± 8.1	180 ± 18.5	210.3 ± 13.8	149.5 ± 26.7
2006	210 ± 11.7	163 ± 19.1	199.1 ± 17.0	147.2 ± 24.1
2009	291 ± 14.8	175 ± 14.6	180.0 ± 6.8	150.1 ± 18.1

[a]The standard errors (SE) of the per-hectare means were obtained after the values of the 10 subplots had been normalized for an expected per-hectare frequency.

In the plots not affected by fire, even with the effect of the slight increase in the mortality of the trees in 2006 due to the drought in 2005, the mean biomass per hectare did not show significant differences (paired *t* test, n = 5) 1 year after the drought ($t = 0.229$; $p = 0.830$; 2001-2006) and 4 years after the drought ($t = 0.050$, $p = 0.962$; 2001-2009).

3.5 Loss of biomass and potential carbon emissions at the regional level

The estimates of live biomass lost per hectare in the mapped areas of forest affected by fire were 30.9×10^6 Mg for total (above + below-ground) live biomass and 25.7×10^6 Mg for above-ground live biomass (Table 7). The committed absolute losses of live biomass 1 year

after the fire were 1.6 × 10^6 Mg (total) and 1.4 × 10^6 Mg (above-ground), respectively. Four years after the fire the losses had increased by amounts almost double the amount observed in 2006: 4.5 × 10^6 Mg (total) and 3.7 × 10^6 Mg (above-ground). In carbon terms, 1 year after the fire the amounts of potentially committed emissions were 0.8 × 10^6 Mg C (total) and 0.7 × 10^6 Mg C (above-ground), and 4 years after the fire they were 2.2 × 10^6 Mg C (total) and 1.8 × 10^6 Mg C (above-ground). The emissions can occur by means of the initial burning, from decomposition, or from combustion in subsequent fire events.

Table 7. Estimates of the mean total live biomass and (above-ground live biomass) by type of forest (dry weight in Mg ha-1), total live biomass in the areas of forest affected by fire (106 Mg), ratio of the committed absolute loss of biomass and committed emissions of carbon 1 and 4 years after fire (5.3% and 14.4%)[a].

Type of Forest (IBGE code[b])	Biomass before the fire		Biomass loss (10^6 Mg)		Carbon loss (10^6 Mg)	
	Mean	Total	1 year	4 years	1 year	4 years
	(Mg ha^{-1})	(10^6 Mg)	5.3%	14.4%		
Open ombrophilous submontane dominated by bamboos (Asb)	206.4	1.0	0.1	0.1	0.0	0.1
	(174.4)	(0.8)	(0.0)	(0.1)	(0.0)	(0.1)
Open ombrophilous submontane (As)	336.0	8.2	0.4	1.2	0.2	0.6
	(280.2)	(6.8)	(0.4)	(1.0)	(0.2)	(0.5)
Dense ombrophilous submontane (Ds)	385.3	13.8	0.7	2.0	0.4	1.0
	(319.6)	(11.4)	(0.6)	(1.6)	(0.3)	(0.8)
Dense lowland ombrophilous (Db)	384.5	0.9	0.0	0.1	0.0	0.1
	(318.9)	(0.8)	(0.0)	(0.1)	(0.0)	(0.1)
Open lowland ombrophilous (Ab)	363.4	6.5	0.4	0.9	0.2	0.5
	(303.1)	(5.4)	(0.3)	(0.8)	(0.1)	(0.4)
Alluvial dense ombrophilous (Da)	360.8	0.6	0.0	0.1	0.0	0.0
	(299.3)	(0.5)	(0.0)	(0.1)	(0.0)	(0.0)
Total live biomass		30.9	1.6	4.5	0.8	2.2
Above-ground live biomass		(25.7)	(1.4)	(3.7)	(0.7)	(1.8)

[a]Proportion of committed absolute loss of total live biomass one year after the fire (5.3%) and four years after the fire (14.4%) in the 10 permanent plots affected by the 2005 fire. Values in parentheses refer to average above-ground live biomass and carbon.
[b]Brazil, IBGE (1992).

Similar to the areas of fire scars mapped by forest type, dense ombrophilous submontane, open ombrophilous submontane and open lowland ombrophilous forests had the largest values for total and above-ground biomass stock before the fire (13.8 × 10^6 Mg and 11.4 × 10^6 Mg, 8.2 × 10^6 Mg and 6.8 × 10^6 Mg, and 6.5 × 10^6 Mg and 5.4 × 10^6 Mg, respectively). This represents more than 92% of the total biomass of the 865.6 km² of forests affected by the fire.

4 DISCUSSION

4.1. Extent of forest fires in southern Amazonas

Our results supply estimates of the extent of forests affected by fires in the southern portion of the state of Amazonas during the drought of 2005, in addition to improving understanding of the consequences of fire on Amazonian tropical forest dynamics and the effect of forest fires on carbon emissions from this region. During the severe drought in 2005, which was attributed to the anomalous warming of sea-surface temperatures in the tropical North Atlantic, the area of forest affected by the fire (865.6 km²) was about 10% greater that the area deforested in the entire state in the same year (788 km², PRODES) and equivalent to 6% the area deforested in all of Brazilian Amazonia in 2005 (14,109 km²).

In the state of Amazonas the forest fires were concentrated in areas along the BR-317 and BR-364 Highways and the agricultural settlements on the southern and southwestern edges of the municipalities of Boca do Acre and Lábrea. Areas of forests affected by the fire were mapped in the Apurinã, Jamamadi and Jaminawa indigenous lands and in the Arapixi extractive reserve. Roads and settlements adjacent to the forest areas that are supposedly protected provide ignition sources that have a high probability of escaping control and entering the forest (Fearnside, 2003). Forest fires, together with logging, are the main factors responsible for forest degradation and consequent impoverishment (Nepstad et al., 2001). In addition, these forests become highly vulnerable to droughts and future fires (Asner et al., 2006).

Studies by Brown et al. (2006) demonstrated that, in 2005, hundreds of squared kilometers of standing forests were accidentally burned in the MAP trinational border of region; more than 2500 km² in eastern Acre (Brazil), about 1000 km² in Pando (Bolivia) and approximately 100 km² in Madre de Dios (Peru). Estimates by Shimabukuro et al. (2009) indicate that ~2800 km² of standing forest were burned in the state of Acre during the drought of 2005. Alencar et al. (2006) showed that in a year with a major El Niño drought (1998) the estimated area of the forest fire was an order of magnitude larger (2.6×10^6 ha) than in a year without El Niño (1995) (0.2×10^6 ha). Barbosa and Fearnside (1999) estimated 1.1×10^6 ha of forest burned in Roraima during the El Niño of 1998. Modeling studies of fire in the forest understory by Alencar et al. (2004) indicate that 91% of the forest area that burned during a sequence of 10 years caught fire during the El Niño years, when severe drought increased the flammability of the forest, allowing fire from agricultural areas to escape into the forest.

However, the strongest predictor of forest fires was the percentage of each forest fragment that had been previously logged or burned.

4.2. Increase in mortality of trees, loss of biomass and carbon emission

Fires of the magnitude of those that occurred in southern Amazonas in 2005 cause a significant increase in the mortality of trees in the smaller diameter classes 1 year after the fire and increase the loss of total and above-ground biomass 4 years later. This pattern of mortality in the first year after the fire was similar to that found in previous studies elsewhere in Amazonia (Holdsworth and Uhl, 1997; Cochrane and Schulze, 1999; Barlow et al., 2002,2003; Barlow and Peres, 2008). This behavior was observed both in the plots affected by fire and in those not affected by fire (effect of drought alone), with a greater decline in live biomass in the burned plots (5.3%) than in the unburned plots (1.6%). However, 4 years after the fire, in spite of the mortality of stems having declined less (10%), the live biomass declined by 14.4% in the burned plots. This occurred due to the increase in the mortality of trees in the larger diameter classes (DBH $\geq$ 40 cm). Similar dynamics were observed in the studies by Barlow et al. (2003) in the area near the Arapiuns and Tapajós Rivers in the state of Pará, eastern Amazonia. In our study the unburned plots 4 years after the drought had an average gain in live biomass of 0.4%.

The percentage of committed absolute loss of total and above-ground biomass 4 years after the fire was 14.4% (4.5×10^6 Mg and 3.7×10^6 Mg), this being more than twice the value found 1 year after the fire. The carbon stocks estimated for potentially committed emissions from the initial burning, from decomposition of the dead wood (including the activity of termites) and during the process of combustion in recurrent fire events in these forests were 0.8 and 2.2×10^6 Mg C (total) one year and four years after the fire, respectively. The above-ground portions of the carbon stocks that represent committed emissions were 0.7 and 1.8×10^6 Mg C 1 and 4 years after the fire, respectively. Alencar et al. (2006), using assumed values for low (10%) and high (50%) percentages of loss of aerial biomass in areas of burned forests, calculated that the amount of biomass killed by forest fires in the Brazilian Legal Amazon would be between 49 and 329×10^6 Mg in an El Niño year (1998) and between 3 and 21×10^6 Mg during in a year without El Niño (1995). In carbon terms, this corresponds to between 24 and 165×10^6 Mg for El Niño years and between 1 and 11×10^6 Mg for years without El Niño.

The estimate of the loss of total carbon stock in Boca do Acre and Lábrea (0.8 + 2.2 = 3×10^6 Mg C) would be equivalent 0.87% of the Brazilian emissions in 2005 attributed to land-use change and forestry (342.9×10^6 Mg C) reported in the Second National Communication to the United Nations Framework Convention on Climate Change (UN-FCCC) (MCT, 2010).

The estimates of biomass and carbon stock reported in this study are for areas of forests without logging and evidence of previous disturbance. However, fragmented landscapes with a history of human interventions over a period of years are highly susceptible to recurrent fire events, mainly in drought years (Alencar et al., 2006). This suggests that the percentage of the forest area that is affected by fire in previously disturbed landscapes could be substantially greater than those found in this study. Nepstad et al. (2001) warn that disturbance to the forest associated with fires in the understory and disturbance from selective logging extend beyond their direct effect on the mortality of the trees and openings in the canopy. These disturbances increase the probability of recurrent fire by means of a positive feedback. They increase the susceptibility of the forest to fire, increasing the amount of fuel on the ground in the forest and creating openings in the canopy that allow the fuel layer on the forest floor to dry faster. Recurrent forest-fire episodes can cause drastic changes in the structure and composition of the forest (Barlow and Peres, 2008). We emphasize that in some areas where low-intensity fire occurred in the understory it was not possible to detect scars of these events on the satellite images. There is no standard spectral behavior of the fire scars in the reflected region of the electromagnetic spectrum, and the characteristics of the scars on the images depend mainly on the ecosystem, the soil type, the structure and phenological stage of the vegetation, and the intensity of the fire (França, 2004). Consequently, the loss of live biomass and the carbon stock committed to potential emissions derived from areas where low-intensity fire occurred in the understory was not computed in this study.

Barlow et al. (2012) compared above-ground live biomass in six burned and six unburned 0.5-ha plots in bamboo-dominated forest in the Chico Mendes Extractive Reserve in Acre three years after the 2005 fires. The study was unable to detect any significant difference in the mean above-ground live biomass present in the burned and unburned plots. In our case, permanent plots established before the fires allowed us to follow the fate of individual trees, thus allowing significant biomass losses to be quantified despite the inherently high variability that exists in biomass among small plots in Amazonian forests. We note that the

best value for mean biomass of dense submontane ombrophilous forest is the estimate derived from the extensive RadamBrasil surveys (Table 7), not the lower values that happened to apply to our plots (Table 6).

The post-burn surveys of live trees in permanent plots we studied provide information 1 year and 4 years after the fire. This does not allow additional conclusions about the time trajectory of tree mortality and biomass change within the second time interval (years 2-4), since the mortality observed "four years after the fire" may have occurred at any time in the interval. We also cannot draw conclusions about what happens after the fourth year, and the losses up to the fourth year may not represent the total impact if tree mortality after the fourth year continues to be higher than in unburned forests (especially for large trees). A study in Roraima (in northern Amazonia) addressed the time path of post-fire mortality (Martins et al., 2012). In this case, a comparison of plots in forests where fires had occurred different numbers of years prior to being surveyed indicated that the mean live above-ground biomass decreased up to a point 3-7 years after the fire (as compared to the mean in unburned plots), but biomass stocks recovered to the levels in unburned plots by 12 years after the fire.

4.3. Implications for policy

Various general circulation models (GCMs) project an increase in the frequency and in the severity of drought events in the Amazon region as a consequence of anthropogenic emissions of greenhouse gases (Cox et al., 2008; Malhi et al., 2008; Poulter et al., 2010). Peaks of fire events occur during periods of drought (Aragão et al., 2008). Amazonian forests are vulnerable to increased water stress with possible heavy losses of carbon (Phillips et al., 2009). With the convergence of increased extreme weather events and more degraded forests that are prone to fire, fires can reach increasingly extensive areas and emit significant amounts of carbon into the atmosphere. Critical thresholds could lead to much larger fire events should global warming continue to increase, together with its expected effect in intensifying Amazonian droughts (Pueyo et al., 2010). The vulnerability of forests to fires threatens not only carbon stocks but also other environmental services such as maintenance of water cycling and biodiversity (Fearnside, 2008). These impacts add to the justification for adopting more aggressive measures to contain global greenhouse-gas emissions in order to avoid these levels of climate change.

Our results also have implications for forest managers. Virtually all plans for sustainable forest management in Amazonia simply assume that there will be no forest fires. The existence of fire and associated tree mortality affects the sustainability of these systems. It also points to the need for increased investment in fire-prevention measures and indicates need for the establishment and enforcement of regulations to minimize fire-ignition sources, for example by requiring fire breaks around pastures and fields to be burned near forest areas.

5 CONCLUSIONS

Forest fires pose a serious threat to the conservation of the forests in Amazonia. Currently, Boca do Acre and Lábrea have 865.6 km² of forests affected by fire. These forests have lost biomass and are more likely to burn again in recurrent fire events.

The losses of biomass (total and above-ground) due to the increase in tree mortality 1 year after the fires were 1.6×10^6 Mg and 1.4×10^6 Mg, and were almost twice as large 4 years after the fires (4.4×10^6 Mg and 3.7×10^6 Mg). The carbon stocks committed as emissions 1 year after the fire were 0.8×10^6 Mg C (total) and 0.7×10^6 Mg C (above-ground), and 4 years after the fire they were 2.1×10^6 Mg C (total) and 1.8×10^6 Mg C (above-ground).

Although our results show lower percentages than most other studies on fires in Amazonia, both in terms of trees killed and terms of loss of biomass, the results show that in a period of 4 years after fires the gross committed loss of biomass is double the value found 1 year after the fire. The net emissions to the atmosphere from this carbon in the subsequent years will depend on the balance between the rate of decomposition of the trees killed by the fire and the regrowth of the forest in a given period of time.

Forest fires are playing a significant and critical role both as a threat to the biological balance of the forest, and to the global climate by means of increasing atmospheric CO_2 concentrations. Impacts coming from these fires will have decisive implications for the future of Amazonian forests because fire probability can increase significantly as a function of the increase of frequency of drought events as predicted by general circulation models (GCMs).

CONCLUSÃO GERAL

Os três capítulos desta tese fazem uma contribuição para o conhecimento do comportamento e regime do fogo, ao mostrar que:

- Entender o regime de fogo a partir dos padrões de distribuição espacial e temporal por meio de dados de focos de calor e suas interações com componentes meteorológicos e uso da terra, conhecer e entender os parâmetros meteorológicos que influenciam na suscetibilidade da vegetação ao fogo, identificar e quantificar os impactos oriundos de incêndios florestais tornou-se crítico na última década no estado Amazonas.
- Aproximadamente 60% dos focos de calor detectados pelo sensor MODIS durante o período de 2003 a 2012 ocorreram no sul do Amazonas, indicando intensa atividade humana associada às alterações no uso da terra nessa porção do estado.
- Existe grande variabilidade temporal, em escala mensal e anual, na queima de biomassa no Amazonas. Entre 95% e 99% dos focos de calor foram registrados durante o período de maior atividade de fogo com durabilidade de três a cinco meses (julho a março) com picos esperados para os meses de agosto, setembro e outubro. O número de focos de calor e as áreas desmatadas anualmente não apresentam relação linear, mas marcante sazonalidade e variabilidade anual, com padrões espacialmente próximos e temporalmente dinâmicos ao longo do tempo.
- Durante o ano de 2004 (sem anomalia climática), menos da metade (39%) do sul do Amazonas apresentava simultaneamente as condições meteorológicas mínimas propícias à ocorrência de fogo na vegetação. Porém em 2005, ano de seca severa decorrente do aquecimento anômalo da temperatura de superfície (SST) do Atlântico Norte tropical, ~72% (213.000 km²) do sul do Amazonas estavam suscetíveis ao fogo, indicando um aumento de 83%, em relação ao ano anterior. O número de focos de calor detectados em 2005 foi mais que duas vezes o valor de 2004.
- Apesar da tendência de separação nos valores dos parâmetros meteorológicos entre 2004 e 2005, houve similaridade entre as áreas com e sem focos de calor, evidenciando que secas de grande magnitude e persistência proporcionam condições de tempo seco favorável ao fogo que, atrelado à decisão humana de atear fogo na vegetação, pode exacerbar a ocorrência de queimadas e incêndios na região. As condições meteorológicas nas quais ocorreu o maior número de eventos de fogo na vegetação do sul do Amazonas em 2004 e 2005, sobretudo nos meses de agosto e

setembro, foram: precipitação mensal inferior a 100 mm, temperatura do ar superior a 24°C e umidade relativa do ar inferior a 65%.

- Os parâmetros meteorológicos apresentaram valores bastante preditivos para ocorrência de fogo na vegetação, sugerindo que o conhecimento e compreensão sobre a suscetibilidade da vegetação ao fogo, com base nas condições meteorológicas, podem ser utilizados no manejo da vegetação desse bioma, principalmente para fins de conservação. Adicionalmente, conhecer e entender a suscetibilidade da vegetação do sul do Amazonas ao fogo, principalmente em anos de seca severas, pode contribuir para o desenvolvimento de políticas de gestão mais adequadas dos recursos ambientais para essa região. Alertas poderiam ser emitidos para as áreas onde o risco de incêndio for maior, incluindo aquelas destinadas à preservação e seu entorno, pois com base nessas informações poderiam se adotadas medidas de monitoramento e preventivas ao fogo o que possibilitaria minimizar a ocorrência de queimadas acidentais e incêndios florestais. Por outro lado, seriam localizadas as áreas de menor suscetibilidade, onde o uso do fogo de forma controlada poderia ser permitido para queimadas tendo em vista a importância que o fogo exerce nas atividades de uso da terra no Amazonas.
- Atualmente, Boca do Acre e Lábrea possuem aproximadamente 865.6 km² de florestas afetadas pelo fogo que perderam biomassa, tornando-se mais propícias a queimarem novamente, com elevado risco para eventos de incêndios recorrentes.
- As perdas de biomassa (total e acima do solo) decorrentes do aumento na mortalidade das árvores um ano após aos incêndios foram de $1,6 \times 10^6$ Mg e $1,4 \times 10^6$ Mg, e de quase duas vezes mais, quatro anos após aos incêndios ($4,5 \times 10^6$ Mg e $3,7 \times 10^6$ Mg). O estoque de carbono comprometido para emissões, um ano após o fogo foi de $0,8 \times 10^6$ Mg C (total) e $0,7 \times 10^6$ Mg C (acima do solo), e de $2,2 \times 10^6$ Mg C (total) e $1,8 \times 10^6$ Mg C (acima do solo), quatro anos após o fogo. Apesar desses resultados demonstrarem menores percentuais de árvores mortas e de perda de biomassa do que outros estudos sobre incêndios florestais na Amazônia, fica evidente que quatro anos depois da ocorrência de incêndios, a perda de biomassa tende a ser o dobro do valor encontrado um ano após o fogo. Porém, estimativas reais do processo de emissão para a atmosfera decorrente desse carbono nos anos subsequentes dependerá do balanço entre a taxa de decomposição das árvores mortas pelo fogo e o recrescimento da floresta em um dado período de tempo. Os incêndios florestais têm desempenhando

um significativo e crítico papel tanto como uma ameaça ao equilíbrio biológico da floresta comprometendo os estoques de biomassa e de carbono, quanto no clima global por meio do aumento substancial nas concentrações de CO_2 atmosférico.

- O aumento e redução de queima de biomassa parecem estar associados não somente a mudanças de uso e cobertura da terra por forças antropogênicas, mas também à redução mensal de chuva com períodos de secas prolongadas, que contribuem para elevar a suscetibilidade da vegetação ao fogo, intensificando o uso do fogo nas atividades humanas contribuindo para aumento expressivo de queima de biomassa, mesmo com a diminuição da taxa de desmatamento. Além disso, uma vez tendo sofrido a ação do fogo, as florestas estão mais sucetíveis à ocorrência de novos incêndios, e a probabilidade de incêndios recorrentes pode aumentar significativamente em função do aumento de frequência de eventos de seca ainda neste século, como previsto por modelos de circulação global (MCGs), podendo ter implicações decisivas no futuro das florestas tropicais na Amazônia tanto para o manejo para produção de madeira como de serviços ambientais, tais como o armazenamento de carbono.
- Estas informações também são uteis para suprir modelos futuros de risco de fogo e climáticos que requerem subsídios sobre a variabilidade da atividade de fogo e estimativas de emissões de gases traços-traço e aerossóis provenientes da combustão da biomassa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ackerman, A.S.; Toon, O.B.; Stevens, D.E.; Heymsfield, A.J.; Ramanathan, V.; Welton, E.J. 2000. Reduction of tropical cloudiness by soot. *Science*, 288:1024–1047.

Alencar, A.C.; Solórzano, L.A.; Nepstad, D.C. 2004. Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian landscape, *Ecological Applications*, 14(4): S139–S149.

Alencar, A.C.; Nepstad, D.; Diaz, M.C.V. 2006. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: Area burned and committed carbon emissions. *Earth Interactions*, 10 (6): 1–17.

Alencar, A.; Asner, G.P.; Knapp, D.; Zarin, D. 2011. Temporal variability of forest fires in eastern Amazonia. *Ecological Applications*, 21(7): 2397–2412.

Andreae, M.O.; Rosenfeld, D.; Artaxo, P.; Costa, A.A.; Frank, G.P.; Longo, K.M.; Silva-Dias, M.A.F. 2004. Smoking rain clouds over the Amazon. *Science*, 302: 1337-1342.

Aragão, L.E.O.C.; Malhi, Y., Roman-Cuesta, R.M., Saatchi, S., Anderson, L.O.; Shimabukuro, Y.E. 2007. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. *Geophysical Research Letters*, 34(5): L07701. doi:10.1029/2006GL028946.

Aragão, L.E.O.C.; Malhi1, Y.; Barbier, N.; Lima, A.; Shimabukuro, Y.; Anderson, L.; Saatchi, S. 2008. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363: 1779–1785. doi:10.1098/rstb.2007.0026

Araújo, H.J.B., Oliveira, L.C., Vasconcelos, S.S., Sá, C.P. 2010. Modificações na composição florística de uma floresta primária atingida por fogo no estado do Acre, Amazônia brasileira. In G. Seabra, J. A. Silva, & I. T. Mendonça (Eds.) *A Conferência da Terra: Aquecimento global, sociedade e biodiversidade*. João Pessoa, Paraíba, Brazil: Editora Universitária da UFPB. pp. 266-273

Artaxo, P.; Martins, J.V.; Yamasoe, M.A.; Procópio, A.S.; Pauliquevis, T.M.; Andreae, M. O.; Guyon, P.; Gatti, L.V.; Leal, A.M.C. 2002. Physical and chemical properties of aerosols in the wet and dry seasons in Rondônia, Amazonia. *Journal of Geophysical Research*, 107(D20): 8081-8093. doi:10.1029/2001JD000666

Asner, G.; Broadbent, E.; Oliveira, P.; Keller, M.; Knapp, D.; Silva, J. 2006. Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 103: 12947–12950.

Barbosa, R.I.; Fearnside, P.M. 1999. Incêndios na Amazônia brasileira: estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do Evento El Niño (1997/98). *Acta Amazonica*, 29 (4): 513-534.

Barlow, J.; Haugaasen, T.; Peres, C.A. 2002. Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests. *Biological Conservation*, 105(1): 157–169.

Barlow, J.; Peres, C.A.; Lagan, B.O.; Haugaasen, T. 2003. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. *Ecology Letters*, 6: 6-8.

Barlow, J.; Peres, C.A. 2006. Consequences of cryptic and recurring fire disturbances for ecosystem structure and biodiversity in Amazonian forests. *In* Laurance,W.F.; Peres, C.A. (Eds) *Emerging threats to tropical forests*. Chicago, Il.: Chicago the University Press, p. 225–240.

Barlow, J.; Peres, C.A. 2008. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian Forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363: 1787–1794. doi:10.1098/rstb.2007.0013

Barlow, J.; Silveira, J.M.; Mestre, L.A.M.; Andrade, R.B.; D'Andrea, G.C.; Louzada, J.; Vaz-de-Mello, F.Z.; Numata, I.; Lacau, S.; Cochrane, M.A. 2012. Wildfires in bamboo-dominated Amazonian forest: Impacts on above-ground biomass and biodiversity. *PLoS ONE*, 7(3): e33373. doi:10.1371/journal.pone.0033373

Belward, A.S.; Gregoire, J.M.; D'Souza, G.; Trigg. S.N. 1993. In-situ, real-time fire detection using NOAA- AVHRR data. *In*: Proceedings Sixth AVHRR Data Users' Meeting, Belgirate, Italy e UMETSAT, Germany. p. 333–339.

Brown, I.F.; Schroeder, W.; Setzer, A.; Maldonado, M.J.R.; Pantoja, N.; Duarte, A.F.; Marengo, J. 2006. Monitoring fires in Southwestern Amazonia rain forest. *EOS, Transactions of the American Geophysical Union*, 87 (26): 253-264.

Cardoso, M.F.; Hurtt, C.G.; Moore, B.; Nobre, C.A.; Prins, E.M. 2003. Projecting future fire activity in Amazonia. *Global Change Biology*, 9: 656–669.

Cardoso, M.; Hurtt, G.; Moore III, Berrien.; Nobre, C.A.; Bain, H. 2004. Passive ground-based analyses for interpreting satellite fire data – applications to AVHRR and MODIS active fire detections in Amazônia. In: Conferência Científica do LBA – Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia, 3, 2004, Brasília. *Anais*. Sessão Oral. p. 80. Livro de Resumos. (ftp;//lba.cptec.inpe.br/presentations/LBAIII-conference-july2004-brasilia/july28,2004/S19).

Carvalho Jr., J.A.; Lacava, P.T. 2003. *Emissões em processo de combustão*. São Paulo: UNESP. 135pp.

Carvalho, J.A.Jr.; Costa, F.S.; Veras, C.A.G.; Sandberg, D.V.; Alvarado, E.C.; Gielow, R.; Serra, A.M.; Santos, J.C. 2001. Biomass fire consumption and carbon release rates of

rainforest-clearing experiments conducted in northern Mato Grosso, Brazil. *Journal of Geophysical Research*, 106: 17877–17887. doi:10.1029/2000JD900791

Castelo, C.E.F. 2000. Avaliação econômica da produção familiar na reserva extrativista Chico Mendes no Estado do Acre. *Caderno de Pesquisas em Administração*, São Paulo, 1(11): 58-64.

Castro, H.A., Gonçalves, K.S., Hacon, S.S. 2009. Tendência da mortalidade por doenças respiratórias em idosos e as queimadas no Estado de Rondônia/Brasil – período entre 1998 e 2005. *Ciência e Saúde Coletiva*, 14(6): 2083-2090.

Chuvieco, E.; Martin, M.P. 1994. Global fire mapping and fire danger estimation using AVHRR images. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 60(5): 563-570.

Chuvieco, E. Giglio, L.; Justice, C. 2008. Global characterization of fire activity: toward defining fire regimes from Earth observation data. *Global Change Biology*, 14: 1488-1502. doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01585.x

Cochrane, M.A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature*, 421: 913-919.

Cochrane, M.A.; Laurance, W.F. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, (18): 311-325. doi:10.1017/S0266467402002237.

Cochrane M.A.; Laurance W.F. 2008. Synergisms among Fire, Land Use, and Climate Change in the Amazon, *Ambio*, 37: 522-527.

Cochrane, M.A.; Schulze, M.D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica*, 31 (1): 2-16.

Cochrane, M.A.; Souza Jr., C.M. 1998. Linear mixture model classification of burned forests in the eastern Amazon. *International Journal of Remote Sensing*, 19 (17): 3433-3440.

Colson, D. 2004. Meteorological problems associated with mass fires. *Fire Management Today*, 64(1): 34-36.

Congalton, R.G.; Green, K. 1999. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices.* New York: Lewis Publishers, 137 pp.

Costa, M.H.; Foley, J.A. 2000. Combined effects of deforestation and doubled atmospheric CO2 concentrations on the climate of Amazonia. *Journal of Climate*, 13: 18-34.

Cox, P.M.; Harris, P.P.; Huntingford, C.; Betts, R.A.; Collins, M.; Jones, C.D.; Jupp, T.E.; Marengo, J.A.; Nobre, C.A. 2008. Increasing risk of Amazonian drought due to decreasing aerosol pollution. *Nature*, 453: 212-215. doi:10.1038/nature06960.

CPRM (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais). 2009. *Relatório da Cheia de 2009*. Manaus, Amazonas, Brazil: Diretoria de Hidrologia e Gestão Territorial, Departamento de Hidrologia, Unidade Regional, SUREG-Manaus, 23 pp. (http://www.cprm.gov.br/rehi/manaus/pdf/rel_final_2009.pdf). Accessed: 15/02/2013.

da Silva, R.P. *Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus* (AM). 2007. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, Brazil. 152 pp. (http://tede.inpa.gov.br/tde_arquivos/6/TDE-2008-01-30T151909Z-76/Publico/Tese_Roseana_Silva_Pt01.pdf.) Acesso: 21/02/2012.

Davidson, E.A.; Araújo, A.C.; Artaxo, P.; Balch, J.K.; Brown, I.F.; Bustamante, M.M.C.; Coe, M.T.; DeFries, R.S.; Keller, M.; Longo, M.; Munger, J.W.; Schroeder, W.; Soares-Filho, B.S.; Souza Jr, C.M.; Wofsy, S.C. 2012. The Amazon basin in transition. *Nature*, 481: 321-328. doi: 10.1038/nature10717

Davis, R.T. 2004. Atmospheric stability forecast and fire control. *Fire Management Today*, 64(1): 56-58.

de Oliveira, Á.C.A. 2000. *Efeitos do Bambu Guadua weberbaueri Pilger sobre a Fisionomia e Estrutura de uma Floresta no Sudoeste da Amazônia*. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Manaus, Amazonas, Brazil. 71 pp.

Defries, R.S.; Morton, D.C.; van der Werf, G.R.; Giglio, L.; Collatz, G.J.; Randerson, J.T.; Houghton, R.A.; Kasibhatla, P.K.; Shimabukuro, Y. 2008. Fire-related carbon emissions from land use transitions in southern Amazonia, *Geophysical Research Letters*, 35: L22705, 25 doi:10.1029/2008GL035689.

Dwyer, E.; Pinnock, S.; Gregoire, J.M.; Pereira, J.M.C. 2000. Global spatial and temporal distribution of vegetation fire as determined from satellite observations. *International Journal of Remote Sensing*, 21(6-7): 1289-1302

Fearnside, P.M. 1989. Burn quality prediction for simulation of the agricultural system of Brazil's Transamazon Highway colonists. *Turrialba*, 39(2), 229-235

Fearnside, P.M. 1990. Fire in the tropical rain Forest of the Amazon basin. *In*: Goldammer, J.G. (Ed.). *Fire in the tropical biota*. Berlim: Spring-Verlag. p.106-116

Fearnside, P.M. 2002. Fogo e emissão de gases de efeito estufa dos ecossistemas florestais da Amazônia brasileira. *Estudos Avançados*, 16(44): 99-123. doi: 10.1590/S0103-40142002000100007

Fearnside, P.M. 2003. *A floresta amazônica nas mudanças globais*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazoans, Brasil. 134 pp.

Fearnside, P.M. 2008. Amazon forest maintenance as a source of environmental services. *Anais* da Academia Brasileira de Ciências 80(1): 101-114. doi: 10.1590/S0001-37652008000100006

Fearnside, P.M.; Graça, P.M.L.A.; Leal Filho, N.; Rodrigues, F.J.A.; Robinson, J.M. 1999. Tropical forest burning in Brazilian Amazonia: measurement of biomass loading, burning efficiency and charcoal formation at Altamira, Pará. *Forest Ecology and Management***,** 123: 65-79.

França, H. 2004. Identificação e mapeamento de cicatrizes de queimadas com imagens AVHRR/NOAA. *In*: N.J. Ferreira (Ed.). *Aplicações Ambientais Brasileiras dos Satélites NOAA e TIROS-N*. São Paulo: Oficina de Textos, p. 57-78.

França, H., Setzer, A.W. 2001: AVHRR analysis of a savanna site through a fire season in Brazil. *International Journal Remote Sensing*, 22: 2449–2461.

Gehring, C.; Park, S.; Denich, M. 2004. Liana allometric biomass equations for Amazonian primary and secondary forest. *Forest Ecology and Management*. 195: 69-83.

Giglio, L.; Kendall, J.D.; Justice, C. O. 1999: Evaluation of global fire detection algorithms using simulated AVHRR infrared data. *International Journal Remote Sensing*, 20: 1947–1985.

Goetz, S.J.; Baccini, A.; Laporte, N.T.; Johns, T.; Walker, W.; Kellndorfer, J.; Houghton, R.A.; Sun, M. 2009. Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison of methods. *Carbon Balance and Management*, 4: 2. doi:10.1186/1750-0680-4-2

Goldammer, J.G.; Seibert, B. 1990. The impact of droughts and forest fires on tropical lowland rain forest of East Kalimantan. *In*: Goldammer, J.G. (Ed.). *Fire in the Tropical Biota*. Berlim: Spring-Verlag. p. 11-31.

Governo do Amazonas. 2013. *Portal do Governo do Estado do Amazonas*. (http://www.amazonas.am.gov.br/2011/08/governo-do-amazonas-lana-programa-integrado-contra-queimadas-e-incndios-florestais/). Accessed: 21/03/2013

Graça, P.M.L.A.; Fearnside, P.M.; Cerri, C.C. 1999. Burning of Amazonian forest in Ariquemes, Rondônia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency. *Forest Ecology and Management*, 120: 179-191.

Graça, P.M.L.A. 2006. *Monitoramento e caracterização de áreas submetidas à exploração florestal na Amazônia por técnicas de detecção de mudanças*. Tese de Doutorado em

Sesoriamento Remoto. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, SP, Brazil. 277 pp.

Holdsworth, A.R.; Uhl, C. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain Forest and the potential for fire reduction. *Ecological Applications*, 7: 713–725.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 1992. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Manuais Técnicos em Geociências No. 1. IBGE, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 92 pp.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2001. *Mapas de solos do Brasil*. IBGE, Parada de Lucas, RJ, Brasil. (www.mapas.ibge.gov.br/solos/viewer.htm). Acesso: 22/09/2012.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) 2002. *Mapa de clima do Brasil*. Parada de Lucas, RJ, Brasil. (mapas.ibge.gov.br/clima/viewer.htm). Acesso: 18/08/2012.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) 2004. *Mapa de vegetação do Brasil*. Brasília, DF, Brasil. (mapas.ibge.gov.br/vegetação/viewer.htm). Acesso: 18/08/2012.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2011. IBGE. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. (www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1). Acesso: 30/03/2011.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2012. IBGE. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. (http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=am). Acesso: 12/09/2012

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2010. *Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite*. INPE, São José dos Campos, São Paulo, Brazil. http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.php. Accessed 22 Oct. 2010

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2013a. *Portal do Monitoramento de Queimadas.* (http://www.inpe.br/bdqueimadas/feq.php). Accessed: 17/01/2013

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2013b. *Portal do DETER: Detecção de Áreas Desmatadas em Tempo Real*. (http://www.obt.inpe.br/deter/dados). Accessed: 17/01/2013

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2013c. *Portal do PRODES: Programa de Cálculo do Desflorestamento da Amazônia*. (http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html). Accessed: 15/10/2011

Ignotti, E., Valente, J.G., Longo, K.M., Freitas, S.R., Hacon, S.S., Artaxo Netto, P. 2010. Impact on human health of particulate matter emitted from burnings in the Brazilian Amazon region. *Revista de Saúde Pública*, 44(1): 121-130.

Jain, T.B.; Gould, W.A.; Graham, R.T.; Pilliod, D.S.; Lentile, L.B.; González, G. 2008. A soil burn severity index for understanding soil-fire relations in tropical forests. *AMBIO: A Journal of the human Environment*, 37(7-8): 563-568

Justice, C.O.; Giglio, L.; Korontzi, S.; Owens, J.; Morisette, J.T.; Roy, D.; Descloitres, J.; Alleaume, S.; Petitcolin, F.; Kaufman, Y. 2002. The MODIS fire products. *Remote Sensing of Environment*, 83: 244–262.

Justino, F.; Mélo, A.S.; Setzer, A.; Sismanoglu, R.; Sediyama G.C.; Ribeiro, A.; Machado, J.P.; Sterl, A. 2011. Greenhouse gas induced changes in the fire risk in Brazil in ECHAM5/MPI-OM coupled climate model. *Climate Change*, 106: 285-302, doi:10.1007/s10584-010-9902-x

Kauffman, J.B.; Cummings, D.L.; Ward, D.E.; Babbitt, R. 1995. Fire in the Brazilian Amazon: Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests, *Oecologia*, 104: 397–408.

Koren, I.; Remer, L.A.; Longo, K. 2007. Reversal of trend of biomass burning in the Amazon. *Geophysical Research Letters*, 34: L20404. doi:10.1029/2007GL031530

Laurance, W.F.; Fearnside, P.M. 1999. Amazon burning. *Trends in Ecology and Evolution*, 14 (11): 457.

Laurance W.F.; Williamson, G.B.; Delamonica, P.; Oliveira, A.; Lovejoy, T.E.; Gascon, C.; Pohl, L. 2001. Effects of a strong drought on Amazonian forest fragments and edges. *Journal of Tropical Ecology*, 17: 771–785.

Lewis, S.L.; Brando, P.M.; Phillips, O.L.; van der Heijden, G.M.F.; Nepstad, D. 2011. The 2011 Amazon drought. *Science*, 331: 554. doi: 10.1126/science.1200807

Longo, K.M.; Freitas, S.R.; Andreae, M.O.; Yokelson, R.; Artax, P. 2009. Biomass Burning in Amazonia: Emissions, Long-Range Transport of Smoke and Its Regional and Remote Impacts. *In*: Keller, M.; Bustamante, M.; Gash, J.; Silva Dias, P. (Eds). *Amazonia and Global Change.* Washington, AGU, (Geophysical Monograph Series, 186: 207-231), p. 207-231.

Lu, D.; Moran, E.; Batistella, M. 2003. Linear mixture model applied to Amazonian vegetation classification. *Remote Sensing of Environment*, 87(4): 456-469. doi: 10.1016/j.rse.2002.06.001.

Malhi, Y.; Roberts, J.T.; Betts, R.A.; Killeen, T.J.; Li, W.; Nobre, C.A. 2008. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. *Science*, 319: 169-172. doi: 10.1126/science.1146961.

Malingreau, J.P. 1990. The contribution of remote sensing to the global monitoring of fires in the tropical and subtropical ecosystems. *In*: Goldammer, J. G. (Ed). *Fire in the tropical biota:*

ecosystem processes and global challenges. Spring-Verlag, Heidelberg, Germany. Ecological Studies, 84: 337-370

Marengo, J. A. 2005. Characteristics and spatio-temporal variability of the Amazon River Basin water budget. *Climate Dynamics*, 24: 11-22, doi: 10.1007/s00382-004-0461-6.

Marengo, J. A. 2006. On the hydrological cycle of the Amazon Basin: A historical review and current state-of-the-art. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 21(3a): 1-19.

Marengo, J.A.; Nobre, C.A.; Tomasella, J.; Oyama, M.D.; Sampaio, de O.G.; Oliveira, R.; Camargo, H.; Alves, L.; Brown, I.F. 2008. The drought of Amazonia in 2005. *Journal of Climate*, 21: 495–516.

Marengo, J. A., Tomasella, J., Alves, L. M., Soares, W. R., Rodriguez, D. A. 2011. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. *Geophysical Research Letters*, 38: L12703. doi: 10.1029/2011gl047436.

Martins, F.S.R.V.; Xaud, H.A.M.; dos Santos, J.R.; Galvão, L.S. 2012. Effects of fire on above-ground forest biomass in the northern Brazilian Amazon. *Journal Tropical Ecology*, 28(6): 591–601. doi: 10.1017/S0266467412000636

MCT (Ministério da Ciência e Tecnologia). 2010. *Segunda Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima*. Brasília, DF, Brasil: MCT, Coordenação Geral de Mudanças Globais de Clima. Vol. 1. 280 pp.

Mendonça, M.J.C.; Vera Diaz, M.D.C.; Daniel, D.C.; Seroa, R.; Alencar, A.; Gomes, J.C.; Ortiz, R.A. 2004. The economic cost of the use of fire in the Brazilian Amazon. *Ecological Economics*, 49: 89–105.

Mendoza, E.R.H.; 2003. *Susceptibilidade da floresta primária ao fogo em 1998 e 1999: estudo de caso no Acre, Amazônia sul-ocidental, Brasil.* Dissertação de Mestrado em Ecologia e Manejo de recursos Naturais. UFAC, Rio Branco, 40p.

Morisette, J.T.; Giglio, L.; Csiszar, I.; Setzer, A.; Schroeder, W.; Morton, D.C.; Justice, C. 2005. Validation of MODIS active fire detection products derived from two algorithms. *Earth Interactions*, 9(9): 1-24.

Morton, D.C., DeFries, R.S., Shimabukuro, Y.E., Anderson, L.O., Arai, E., Espírito-Santo, F.B., Freitas, R., Morisette, J. 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(39): 14637-14641. doi: 10.1073/pnas.060637710

Morton, D.C.; Defries, R.S.; Randerson, J.T.; Giglio, L.; Schroeder, W.; van der Werf, G.R. 2008. Agricultural intensification increases deforestation fire activity in Amazonia. *Global Change Biology*, 14: 2262-2275. doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01652.x

Morton, D.C.; Defries, R.S.; Nagol, J.; Souza, C.M.; Kasischke, E.S.; Hurtt, G.C. 2011. Mapping canopy damage from understory fires in Amazon forests using annual time series of Landsat and MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 115(7): 1706-1720. doi: 10.1016/j.rse.2011.03.002

Nelson, B.W., Mesquista, R., Pereira, J.L.G., Souza, S.G.A., Batista, G.T., Couto, L.B. 1990. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *Forest Ecol. Management*. 117, 149-167.

Nepstad, D.C.; Carvalho, C.R.; Davidson, E.A.; Jipp, P.; Lefebvre, P.; Negreiros, G.H.; Silva, E.D.; Stone, T.; Trumbore, S.; Vieira, S.S. 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature*, 372: 666 - 669.

Nepstad, D.C.; Moreira, A.G.; Alencar, A.A. 1999. *A floresta em chamas: Origens, impactos e prevenção de fogo na Amazônia*. Brazil Pilot Program to Conserve the Brazilian Rain Forest. Brasília, DF, 202 pp.

Nepstad, D.; Carvalho, G.; Barros, A.C.; Alencar,A.; Capobianco, J.P.; Bishop, J.; Moutinho, P.; Lefebvre, P.; Silva, L.S. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of the Amazon forests. *Forest Ecology and Management*, 5524: 1–13.

Nepstad, D.C.; Lefebvre, W,P.; Silva, U.L.; Tomasella, J.; Schlesinger, P.; Solórzano, L.; Moutinho, P.; Ray, R.; Benito, J.G. 2004. Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis. *Global Change Biology*, 10: 704–717, doi: 10.1111/j.1529-8817.2003.00772.x

Nepstad, D.; Schwartzman, S.; Bamberger, B.; Santilli, M.; Ray, D.; Schlesinger, P.; Lefebvre, P.; Alencar, A.; Prinz, E.; Fiske, G.; Rolla, A. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology*, 20 (1): 65-73. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00351.x

Nogueira, E.M.; Fearnside, P.M.; Nelson, B.W.; Barbosa, R.I.; Keizer, E.W.H. 2008a. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology and Management*, 256: 1853–1867.

Nogueira, E.M., Nelson, B.W.; Fearnside, P.M., França, M.B., de Oliveira, A.C.A., 2008b. Tree height in Brazil's 'Arc of deforestation': shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. *Forest Ecology and Management*, 255: 2963–2972.

Pantoja, N.V.; Selhorst, D.; Rocha, K.S.; Lopes, F.M.C.; Saraiva, L..S.; Vasconcelos, S.S.; Brown, I.F. 2005. Observações de queimadas no leste do Acre: subsídios para validação de focos de calor derivados de dados de satélites. In: *Anais*... Simpósio Brasileiro de

Sensoriamento Remoto, XII, Goiânia, Brasil. INPE, p. 3215-3222. ISBN 85-17-00018-8. (marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr/2004/11.21.21.16/doc/3215.pdf).

Pereira Jr., A.C. 2002. *Métodos de geoprocessamento na avaliação da suscetibilidade do Cerrado ao fogo*. Tese de Doutorado. UFScar, São Carlos, SP. 97pp.

Phillips, O.L.; Aragao, L.E.O.C.; Lewis, L.S.; Fisher, J.B.; Lloyd, J.; Lopez-Gonzalez, G.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Peacock, J.; Quesada, C.A.; van Der Heijden, G.; Almeida, S.; Amaral, I.; Arroyo, L.; Aymard, G.; Baker, T R.; Banki, O.; Blanc L.; Bonal, D.; Brando, P.; Chave, J.; de Oliveira, A.C.A.; Cardozo, N.D.; Czimczik, C.I.; Feldpausch, T.R.; Freitas, M.A.; Gloor, E.; Higuchi, N.; Jiménez, E.; Lloyd, G.; Meir, P.; Mendoza, M.; Morel, A.; Neill, D.A.; Nepstad, D.C.; Patiño, S.; Peñuela, M.C.; Prieto, A.; Ramírez, F.; Schwarz, M.; Silva, J.; Silveira, M.; Thomas, A.N.; ter Steege, H.; Stropp, J.; Vásquez, R.; Zelazowski, P.; Dávila, E.A.; Andelman, S.; Andrade, A.; Chao, K.; Erwin, T.; Di Fiore, A.; Honorio, E.C.; Keeling, H.; Killeen, T.J.; Laurance, W.F.; Cruz, A.P.; Pitman, N.C.A.; Vargas, P.N.; Ramírez-Angulo, H.; Rudas, A.; Salamão, R.; Silva, N.; Terborgh, J.; Torres-Lezama, A. 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science*, 323: 1344-1347.

Poulter, B.; Aragão, L.; Heyder, U.; Gumpenberger , M.; Heinke, J.; Langerwisch, F.; Rammig, A.; Thonicke, K.; Cramer, W. 2010. Net biome production of the Amazon Basin in the 21st century. *Global Change Biol*ogy, 16: 2062–2075. doi: 10.1111/J.1365-2486.2009.02064.x.

Pueyo, S.; Graça, P.M.L.A.; Barbosa, R.I.; Cots, R.; Cardona, E.; Fearnside, P.M. 2010. Testing for criticality in ecosystem dynamics: The case of Amazonian rainforest and savanna fire. *Ecology Letters* 13: 793-802. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01497.x

Prass, T.S.; Lopes, S.R.C.; Dórea, J.G.; Marques, R.C.; Brandão, K.G. 2012. Amazon forest fires between 2001 and 2006 and birth weight in Porto Velho. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89: 1-7. doi: 10.1007/s00128-012-0621-z

RadamBrasil. 1983. *Levantamento de Recursos Naturais*. Ministério das Minas e Energia, Departamento Nacional de Produção Mineral, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Vols. 1–23.

Ramanathan, V.; Crutzen, P.J.; Kiehl, J.T.; Rosenfeld, D. 2001. Aerosols, climate and the hydrological cycle. *Science*, 294: 2119–2124.

Ray, D.; Nepstad, D.; Moutinho, P. 2005. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. *Ecological Applications*, 15(5): 1664-1678.

Reboita, M.S.; Gan, M.A.; da Rocha, R.P.; Ambrizzi, T. 2010. Regimes de precipitação na América do Sul: Uma revisão bibliográfica. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 25(2): 185-204.

Righi, C.A.; Graça, P.M.L.A.; Cerri, C.C.; Feigl, B.J.; Fearnside, P.M.. 2009. Biomass burning in Brazil's Amazonian "Arc of Deforestation": Burning efficiency and charcoal formation in a fire after mechanized clearing at Feliz Natal, Mato Grosso**.** *Forest Ecology and Management*, 258: 2535–2546. doi:10.1016/j.foreco.2009.09.010

Ronde, C.; Goldammer, J.G.; Wade, D.D.; Soares, R.V. 1990. Precribed fire in industrial plantations. *In*: Goldammer, J.G. (Ed.). *Fire in the tropical biota*. Berlim: Spring-Verlag. p. 216-272.

Roy, D.P.; Boschetti, L.; Justice, C.O.; Ju, J. 2008. The Collection 5 MODIS Burned Area Product - Global evaluation by comparison with the MODIS Active Fire Product. *Remote Sensing of Environment*, 112: 3690 -3707. doi: 10.1016/j.rse.2008.05.013

Schroeder, W.; Morisette, J.T.; Csiszar, I.; Giglio, L.; Morton, D.; Justice, C.O. 2005. Characterizing vegetation fire dynamics in Brazil through multisatellite data: common trends and practical issues. *Earth Interactions*, 9 (13): 1-26.

Schroeder, W.; Alencar, A.; Arima, E.; Setzer, A. 2009. The Spatial Distribution and Interannual Variability of Fire in Amazonia. *In*: Keller, M.; Bustamante, M.; Gash, J.; Silva Dias, P. (Eds). *Amazonia and Global Change.* Washington, AGU, Geophysical Monograph Series, 186: 43-60.

Selhorst, D.; Brown, I.F. 2003. Queimadas na Amazônia Sul-Ocidental, Estado do Acre-Brasil: Comparação entre Produtos de Satélites (GOES-8 e NOAA-12) e Observações de Campo. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 11. 2003, Belo Horizonte. *Anais:* São José dos Campos. INPE, p. 461-464. (mate.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2002/11.17.23.13/doc/04_348.pdf)

Setzer, A.; Morelli, F.; Rivera-Lombard, R. 2007. Estimativa quinzenal de áreas queimadas. *In*: Rudorff, B.F. T.; Shimabukuro, Y.E.; Ceballhos, J.C. (Org.). *Sensor Modis e suas Aplicações Ambientas no Brasil*. Ed. Parêntese. São José dos Campos, SP. p. 403-417.

Shimabukuro, Y.E.; Duarte, V.; Arai, E.; Freitas, R.M.; Lima, A.; Valeriano, D.M.; Brown, I.F.; Maldonado, M.L.R. 2009. Fraction images derived from Terra Modis data for mapping burnt areas in Brazilian Amazonia. *International Journal Remote Sensing*, 30(6): 1537–1546.

Siegert, F.; Ruecker, G.; Hinrichs, A.; Hoffmann, A.A. 2001.Increased damage from fires in logged forests during droughts caused by El Niño. *Nature*, 414: 437-440.

Silvestrini, R.A.; Soares-Filho, B.S.; Nepstad, D.; Coe, M.; Rodrigues, H.; Assunção, R. 2011. Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. *Ecological Applications*, 21(5): 1573-1590.

Slik, J.W.; Verburg, R.W.; Kebler, P.J.A. 2002. Effects of fire and selective logging on the tree species composition of lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. *Biodiversity and Conservation*, 11: 85–98.

Soares, R.V. 1985. *Incêndios florestais – controle e uso do fogo*. FUPEF, Curitiba, PR. 213 pp.

Soares, J.V.; Batista, G.T.; Shimabukuro, Y.E. 2007. Histórico e descrição. *In*: Rudorff, B.F. T.; Shimabukuro, Y.E.; Ceballhos, J.C. (Org.). *Sensor Modis e suas Aplicações Ambientas no Brasil*. Ed. Parêntese. São José dos Campos, SP. p. 3-21.

Sombroek, W. 2001. Spatial and Temporal Patterns of Amazon Rainfall. *Ambio*, 30(7): 388-396.

Souza Jr., C.; Firestone, L.; Silva, L.M.; Roberts, D. 2003. Mapping forest degradation in the Eastern Amazon from SPOT 4 through spectral mixture models. *Remote Sensing of Environment*, *87*(4): 494-506. doi: 10.1016/j.rse.2002.08.002.

Souza Jr., C.; Roberts, D.; Cochrane, M. 2005. Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires. *Remote Sensing of Environment*, *98*(2-3): 329-343. doi: 10.1016/j.rse.2005.07.013.

SAI (Space Application Institute). 2008. Assessment of forest fire risk in European Mediterranean region: comparison of satellite-derived and meteorological indices. (publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream). Acesso: 21/09/2012

Stroppiana, D.; Pinnock, S.; Grégoire, J.M. 2000. The Global Fire Product: daily fire occurrence from April 1992 to December 1993 derived from NOAA AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, 21(6): 1279-1288. doi: 10.1080/014311600210173

Trollope, W.S.W.; de Ronde, C.; Geldenhuys, C.J. 2004. Fire Behaviour. *In*: Goldammer, J.G.; Ronde, C. (Eds). *Wildland fire management handbook for Sub-Saharan Africa*. Global Fire Monitoring Centre. 432pp.

Uhl, C.; Kauffman, J.B. 1990. Deforestation, Fire Susceptibility, and Potential Tree Responses to Fire in the Eastern Amazon. *Ecology*, 71: 437–449. doi:10.2307/1940299.

USFS (United States Forest Service). 2012. Wildland Fire Assessment System. (www.wfsa.net/index.php/fire-danger-rating-fire-potential--danger-32?format=pdf). Acesso: 21/09/2012

Valentim, J.L. 2000. *Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Editora Interciência, Rio de Janeiro, RJ. 117pp.

van der Werf, G.R.; Randerson, J.T.; Giglio, L.; Collatz, G.J.; Mu, .; Kasibhatla, P.S.; Morton, D.C.; DeFries, R.S.; Jin, Y.; van Leeuwen, T.T. 2010. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10: 11707–11735. doi:10.5194/acp-10-11707-2010

Vasconcelos, S.S.; Rocha, K.S.; Selhorst, D.; Pantoja, N.V.; Brown, I.F. 2005. Evolução de focos de calor nos anos de 2003 e 2004 na região de Madre de Dios/Peru-Acre/Brasil-Pando/Bolívia (MAP): uma aplicação regional do banco de dados do INPE/IBAMA. In: Anais... Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XII, Goiânia, Brasil. INPE, p. 3411-3417. ISBN 85-17- 00018-8. (marte.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.22.22.47/doc/3411.pdf).

Vasconcelos, S.S.; Brown, I.F. 2007. The use of hot pixels as an indicator of fires in the MAP region: tendencies in recent years in Acre, Brazil. In: *Anais...* Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XIII, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, SP, Brazil, pp. 4549-4556. CD-ROM, On-line. ISBN 978-85-17-00031- 7. (marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.01.20.14/doc/4549-4556.pdf).

Vasconcelos, S.S.; Brown, I.F.; Fearnside, P.M. 2009. Focos de calor no sudoeste da Amazônia: indicadores de mudanças no uso da terra. In: *Anais*...Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil. INPE, p. 6353-6360. ISBN:. 978-85-17- 00044-7. (marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.16.20.49/doc/6353-6360.pdf).

Vasconcelos, S.S.; Fearnside, P.M.; Graça, P.M.L.A.; Nogueira, E.M.; Oliveira, L.C.; Figueiredo, E.O. 2013. Forest fires in southwestern Amazonia: Estimates of area and potential carbon emissions. *Forest Ecology and Management*, 291: 199-208. doi: 10.1016/j.foreco.2012.11.044

Vila, D.A.; Goncalves L.G.G.; Toll D.L.; Rozante J.R. 2009. Statistical Evaluation of Combined Daily Gauge Observations and Rainfall Satellite Estimates over Continental South America. *Journal of Hydrometeorology*, 10: 533-543. doi: 10.1175/2008JHM1048.1

Zuur, A.F.; Leno, E.N.; Walker, N.J.; Saveliev, A.A.; Smith, G.M. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. New York -London: Springer, 574 pp.