



Ministério da
**Ciência, Tecnologia
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2013/11.25.18.36-TDI

ESTIMATIVA E ASSIMILAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES TRAÇOS E AEROSSÓIS DE QUEIMADAS EM MODELOS DE QUÍMICA ATMOSFÉRICA

Gabriel Pereira

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Yosio Edemir Shimabukuro, e Elisabete Caria Moraes aprovada em 11 de setembro de 2013.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3F9T392>>

INPE
São José dos Campos
2013

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

Fax: (012) 3208-6919

E-mail: pubtc@sid.inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE (RE/DIR-204):**Presidente:**

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Membros:

Dr. Antonio Fernando Bertachini de Almeida Prado - Coordenação Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)

Dr^a Inez Staciarini Batista - Coordenação Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação Observação da Terra (OBT)

Dr. Germano de Souza Kienbaum - Centro de Tecnologias Especiais (CTE)

Dr. Manoel Alonso Gan - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Dr^a Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação

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

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação de Observação da Terra (OBT)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

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

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Maria Tereza Smith de Brito - Serviço de Informação e Documentação (SID)

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



Ministério da
**Ciência, Tecnologia
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2013/11.25.18.36-TDI

ESTIMATIVA E ASSIMILAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES TRAÇOS E AEROSSÓIS DE QUEIMADAS EM MODELOS DE QUÍMICA ATMOSFÉRICA

Gabriel Pereira

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Yosio Edemir Shimabukuro, e Elisabete Caria Moraes aprovada em 11 de setembro de 2013.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3F9T392>>

INPE
São José dos Campos
2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Pereira, Gabriel.

P414e Estimativa e assimilação das emissões de gases traços e aerossóis de queimadas em modelos de química atmosférica / Gabriel Pereira. – São José dos Campos : INPE, 2013.
xxxv + 99 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m19/2013/11.25.18.36-TDI)

Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2013.

Orientadores : Drs. Yosio Edemir Shimabukuro, e Elisabete Caria Moraes.

1. potência radiativa do fogo. 2. emissão. 3. queimadas. 4. gases traços. 5 aerossóis. I.Título.

CDU 551.594.25

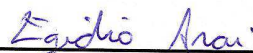


Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

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

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

Dr. Egidio Arai



Presidente / INPE / São José dos Campos - SP

Dra. Elisabete Caria Moraes



Orientador(a) / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Saulo Ribeiro de Freitas



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

Dr. Nilton Manuel Évora do Rosário



Convidado(a) / UNIFESP / São Paulo - SP

Dra. Ana Paula Contador Packer



Convidado(a) / EMBRAPA / São Paulo - SP

Este trabalho foi aprovado por:

() maioria simples

(X) unanimidade

Aluno (a): **Gabriel Pereira**

São José dos Campos, 11 de Novembro de 2013

“A própria estrutura das combinações geográficas nos impede de considerar isoladamente os fatores que as compõem (...). Eles existem, somente, como elementos da combinação e é nas combinações de que fazem parte que convém apreciá-los. (...), devemos, então, procurar estabelecer as relações que os encadeiam aos demais elementos da combinação e a função que lhes cabe no processo em que participa a combinação e no dinamismo que a anima”.

André Cholley, 1948

AGRADECIMENTOS

Agradecer a todos que ajudaram a construir esta tese é uma árdua tarefa, pois se corre o risco de não mencionar pessoas que, de alguma maneira, contribuíram com o desenvolvimento deste projeto. Desta forma, gostaria de agradecer a todos os meus amigos que surgiram nestes oito anos de INPE, muitos não contribuíram na tese propriamente dita, porém, contribuíram para o amadurecimento profissional e, principalmente, pessoal.

Gostaria de agradecer a meus pais, Edson Luiz Pereira e Eliete Maria Pereira, pelo contínuo apoio em todos esses anos, ensinando-me a importância da construção e coerência de meus próprios valores.

Ainda, sou grato aos meus orientadores, Dr. Nelson Jesus Ferreira, Dra. Elisabete Caria Moraes, Dr. Saulo Ribeiro de Freitas e Dr. Yosio Edemir Shimabukuro, pela confiança em mim depositada, por toda ajuda prestada, pelas inúmeras dúvidas sanadas, pelo grande apoio, pelos ensinamentos e inúmeras lições aprendidas.

À Francielle da Silva Cardozo, minha esposa, por todo apoio e dedicação, pelas inúmeras revisões textuais e pelas sugestões dadas.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo auxílio financeiro, em forma de bolsa de estudo, processo número 2010/07083-0.

A todos um muito obrigado!

RESUMO

Incêndios florestais e queimadas intencionais devastam extensas áreas de florestas, vegetações herbáceo-arbustivas e pastagens por todo o mundo. As queimadas possuem um papel fundamental nos serviços ecossistêmicos, pois permitem a abertura de áreas para a agricultura e pecuária, o controle de pragas e a ciclagem de nutrientes, porém, modificam o balanço de carbono, a composição atmosférica e a biodiversidade, além de atuarem na alteração do balanço de energia, assim como, nos ciclos biogeoquímicos e hidrológicos regionais e/ou global. Atualmente, a América do Sul contribui com 18% do total de carbono emitido para a atmosfera ou aproximadamente $377 \text{ Tg.C.ano}^{-1}$. Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo principal desenvolver um método de assimilação para o modelo *Coupled Chemistry-Aerosol-Tracer Transport model coupled to Brazilian Regional Atmospheric Modelling System* (CCATT-BRAMS) em tempo quase-real das emissões de gases traço e aerossóis a partir da potência radiativa do fogo (FRP) derivadas dos produtos do *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) e do *Geostationary Operational Environmental Satellite* (GOES). No CCATT-BRAMS estimou-se a emissão de monóxido de carbono (CO) e de material particulado com diâmetro menor que $2,5\mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5\mu\text{m}}$) provenientes da queima de biomassa a partir de dois métodos distintos que foram avaliados através dos dados coletados nos experimentos do *Large Scale Biosphere-Atmosphere* (LBA) *Smoke, Aerosols, Clouds, Rainfall, and Climate* (SMOCC) e *Radiation, Cloud, and Climate Interactions* (RaCCI). As estimativas da emissão de $\text{PM}_{2,5\mu\text{m}}$ ($\mu\text{g.m}^{-3}$) e CO (ppb) modelados no CCATT-BRAMS oriundos da assimilação da FRP apresentaram resultados similares, com maiores frequências de correlações situadas entre 87% e 92% e entre 70% e 80%, respectivamente. Em geral os dados simulados foram subestimados em até 25%, sendo que os modelos reproduziram aproximadamente 90% da biomassa queimada detectada, mostrando um grande potencial para o monitoramento em tempo quase-real das emissões dos principais gases traços e aerossóis emitidos no processo de combustão de biomassa. Conclui-se que o uso da FRP é capaz de reproduzir o padrão de queimadas locais e regionais, o que denotou um aprimoramento médio de 25% em relação ao método tradicional.

ESTIMATION AND ASSIMILATION OF TRACE GASES AND AEROSOLS IN ATMOSPHERE-CHEMICAL MODELS

ABSTRACT

Wildfires and intentional burning devastate large areas of forest, shrublands, and grasslands over the world. Biomass burning plays a trade-off role in the ecosystem services arena by opening spaces for agriculture or livestock, controlling pests, or recycling nutrients, on one side, and by modifying the carbon-cycling mechanisms, the atmospheric composition, and biodiversity patterns, on the other side. Fires also modify the energy balance, and the biogeochemical and hydrological cycles. Globally, South America contributes with 18% of total carbon combustion emitted into atmosphere with 377 Tg.C.year⁻¹. Therefore, this work aims to develop a method for real-time assimilation to Coupled Chemistry-Aerosol-Tracer Transport model coupled to Brazilian Regional Atmospheric Modeling System (CCATT-BRAMS) of trace gas and aerosols emissions using fire radiative power (FRP) products derived from the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) and the Geostationary Operational Environmental Satellite (GOES). Through CCATT-BRAMS we estimated the CO and the particulate matter with diameter less than 2.5 μ m (PM_{2.5 μ m}) emissions derived from biomass burning by two distinct methods that were evaluated from the data collected in Large Scale Biosphere-Atmosphere (LBA) Smoke, Aerosols, Clouds, rainfall, and Climate (SMOCC) and Radiation, Cloud, and Climate Interactions (RaCCI) experiments. The emission assessment of PM_{2.5 μ m} (μ g.m⁻³) and CO (ppb) modeled in CCATT-BRAMS through FRP algorithm showed similar results, with the major frequencies of correlation between 87% - 92% and 70% - 80%, respectively. In general, the simulated data was underestimated until 25%, also, modes are able to reproduce about 90% of the biomass burned, showing great potential for monitoring in near real time emissions of the main gases and aerosols emitted in the biomass combustion process. We concluded that the use of FRP is able to reproduce the pattern of regional and local biomass burning, which denoted an average improvement of 25% compared to the traditional method.

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 3.1 - Fluxograma da metodologia dividido em três blocos principais.	19
Figura 3.2 - Fluxograma da estimativa da área com influência do fogo.	20
Figura 3.3 - FRP para a América do Sul e órbitas/pontos escolhidas para a análise da climatologia de fogo ativo para quatro fisionomias vegetais distintas.	21
Figura 3.4 - (a) Imagem 223/69 composição cor-verdadeira 1B2G3R; (b) Imagem composição falsa-cor 3B4G5R; (c) Área ampliada que mostra pixels saturados devido à sensibilidade do detector em imagear áreas com elevada temperatura; (d) Área ampliada indicando, em vermelho, os pixels mapeados com a presença de fogo.	22
Figura 3.5 - (a) Imagem 223/69 composição cor-verdadeira 1B2G3R; (b) Imagem composição falsa-cor 3B4G5R; (c) Imagem termal (banda 6/L5) em tons de cinza (quanto mais claro mais quente o <i>pixel</i>); (d) Área indicando, em vermelho, os pixels mapeados como influência do fogo.	24
Figura 3.6 - Fluxograma adotado para a estimativa da FRE.	25
Figura 3.7 - Exemplo do agrupamento realizado a partir dos dados de FRP de determinado sensor baseado numa grade regular definida no CCATT-BRAMS.	30
Figura 3.8 - a) Imagem de sensor MODIS/Aqua, composição 1B2G7R, caracterizando os focos de queimada ocorridos no dia 29 de setembro de 2007 (em preto) no arco do desmatamento; b) Área com os focos de queimada detectados e disponibilizados pelo produto MYD14 e quadrículas definidas pela máscara de convolução; e c) Caracterização do ciclo de vida referente aos focos encontrados na quadrícula vermelha e utilizados para a integração da potência radiativa do fogo (FRP, MJ.s-1) ao longo da série temporal.	31
Figura 3.9 - Trabalho de campo realizado no Estado do Acre, utilizado para a validação das áreas queimadas e avaliação dos inventários das áreas queimadas.	34

Figura 4.1 - (a) Pontos contendo informações sobre a estimativa de área com fogo ativo de 1985 a 2010; (b) Estimador de densidade por Kernel, indicando em vermelho as maiores concentrações de pontos.	35
Figura 4.2 - Distribuição do tamanho da área de fogo ativo e frequência cumulativa do número de ocorrências para: (A) Floresta; (B) Agricultura; (C) Pastagem; e (D) Vegetação Herbáceo-Arbustiva.....	37
Figura 4.3 - Mapa com as estimativas de fogo ativo para o Brasil a partir dos produtos derivados de satélite GLCC (1992) e MCD12 (2006).....	38
Figura 4.4 - (A) Relação entre a área de influência do fogo, composta pelas componentes chamam e brasas, para regiões de Florestas Ombrófilas, Florestas Deciduais ou Florestas Semideciduais, estimado a partir de imagens TM e ETM+, e a potência radiativa do fogo simultânea à observação, provenientes dos produtos MOD14 e WFABBA; (B) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação ao coeficiente angular; e (C) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação à correlação.	39
Figura 4.5- (A) Relação entre a área de influência do fogo, composta pelas componentes chamam e brasas, para regiões de vegetação herbáceo-arbustiva, estimada a partir de imagens TM e ETM+, e a potência radiativa do fogo simultânea à observação, provenientes dos produtos MOD14 e WFABBA; (B) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação ao coeficiente angular; e (C) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação à correlação.	40
Figura 4.6- (A) Relação entre a área de influência do fogo, composta pelas componentes chamam e brasas, para regiões agrícolas, estimada a partir de imagens TM e ETM+, e a potência radiativa do fogo simultânea à observação, provenientes dos produtos MOD14 e WFABBA; (B) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação ao coeficiente angular; e (C) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação à correlação.	41
Figura 4.7- (A) Relação entre a área de influência do fogo, composta pelas componentes chamam e brasas, para regiões de pastagem e gramíneas, estimada a partir de imagens TM e ETM+, e a potência radiativa do fogo simultânea à observação, provenientes dos produtos MOD14 e WFABBA; (B) Grau de incerteza do modelo de regressão em	

relação ao coeficiente angular; e (C) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação à correlação.	42
Figura 4.8 - Distribuição espacial da FRE (MJ.m ⁻²) para a América do Sul para o período entre 1997 e 2011, estimada a partir do somatório das FRE diárias para cada ano.	44
Figura 4.9 - Distribuição espacial da FRE (MJ.m ⁻²) para o Bioma Amazônia para o período entre 2000 e 2011, estimada a partir do somatório das FRP provenientes do MODIS e GOES (série temporal compatível) para cada ano e média dos últimos 12 anos.	45
Figura 4.10 - Distribuição espacial da FRE (em MJ.m ⁻²) para o Bioma Pantanal para o período compreendido entre 1997 e 2011.	47
Figura 4.11 - a) Imagem do ETM+/Landsat 7, composição falsa-cor 3B4G5R, para 02/06/2002; b) Imagem do ETM+/Landsat 7, composição falsa-cor 3B4G5R, para 27/08/2002; c) Gráfico da FRP para o ponto 1 para o dia 02/06/2002; e d) Gráfico da FRP para o ponto 2 para o dia 23/08/2002.	48
Figura 4.12 – (a) Gráfico de dispersão entre os dados médios de CO estimados a partir do 3BEM (eixo x, 10 ⁻⁶ .kg.m ⁻²) e pelo método que emprega a FRE (eixo y, 10 ⁻⁶ .kg.m ⁻²); (b) Distribuição dos coeficientes de correlação e angular (c) utilizando a técnica de <i>bootstrap</i> para os dados do 3BEM e do 3BEM_FRE.	50
Figura 4.13 – Distribuição espacial da média de CO utilizado pelo modelo CCATT-BRAMS para simular a dispersão deste na atmosfera durante o período de 01/01/2000 a 31/12/2011, estimados pelo 3BEM (esquerda) e pelo 3BEM_FRE (direita).	51
Figura 4.14 – Área correspondente ao oeste do Estado da Bahia na década de 1980 (a) e queimadas utilizadas para substituir a vegetação nativa por áreas de soja (b); Região central do Estado do Maranhão na década de 1980 (c) e áreas queimadas (d); Região central da Argentina (localizada ao sul de Buenos Aires) na década de 1980 (e) e áreas queimadas (f).	52
Figura 4.15 – (a) Estimativa da área queimada nos anos de 2010 e 2011 para o Estado do Acre; (b) Focos detectados pelo satélite GOES (em preto), Terra e Aqua (vermelho)	

para o ano de 2010; (c) Focos detectados pelo satélite GOES (em preto), Terra e Aqua (vermelho) para o ano de 2011.	53
Figura 4.16 – Emissão de CO na camada mais próxima à superfície para o período compreendido entre 15/Jul/2002 e 15/Nov/2002 estimado a partir do modelo 3BEM utilizando os dados provenientes do GOES, MODIS e DAS (a), GOES e MODIS (b), 3BEM_FRE (c) e mapa diferença entre os modelos 3BEM e 3BEM_FRE (d).	56
Figura 4.17 – (a) Gráfico de dispersão entre o CO (ppb) observado nas campanhas SMOCC/RaCCI e estimado pelo modelo CCATT-BRAMS utilizando o 3BEM; (b) Série temporal entre os dados estimados e observados; (c) Distribuição do coeficiente de correlação utilizando a técnica de <i>bootstrap</i> ; (d) Distribuição dos valores de coeficiente angular.	58
Figura 4.18 – (a) Gráfico de dispersão entre o CO (ppb) observado nas campanhas SMOCC/RaCCI e estimado pelo modelo CCATT-BRAMS utilizando o 3BEM_FRE; (b) Série temporal entre os dados estimados a partir da FRP e dados observados no SMOCC/RaCCI; (c) Distribuição do coeficiente de correlação utilizando a técnica de <i>bootstrap</i> ; (d) Distribuição dos valores de coeficiente angular utilizando a técnica de <i>bootstrap</i>	59
Figura 4.19 – Média dos Perfis de CO observados nas campanhas do SMOCC/RaCCI realizadas próximas a região de Ouro Preto do Oeste / RO (em preto); Desvio padrão das observações (em cinza); Dados modelados pelo CCATT-BRAMS com barras de erros horizontais que indicam o desvio padrão em azul claro (3BEM) e vermelho (3BEM_FRE).	61
Figura 4.20 – Emissão de PM _{2,5µm} para o período compreendido entre 15/Jul/2002 e 15/Nov/2002 estimado a partir do modelo 3BEM utilizando os dados provenientes do GOES, MODIS e DAS (a), GOES e MODIS (b), 3BEM_FRE (c) e mapa diferença entre os modelos 3BEM e 3BEM_FRE (d).	62
Figura 4.21 – (a) Gráfico de dispersão entre o PM _{2,5µm} (µg.m ⁻³) observado nas campanhas SMOCC/RaCCI e estimado pelo modelo CCATT-BRAMS utilizando o 3BEM; (b) Série temporal entre os dados estimados e observados; (c) Distribuição do	

coeficiente de correlação utilizando a técnica de *bootstrap*; (d) Distribuição dos valores de coeficiente angular utilizando a técnica de *bootstrap*..... 63

Figura 4.22 – (a) Gráfico de dispersão entre o $PM_{2,5\mu m}$ ($\mu g.m^{-3}$) observado nas campanhas SMOCC/RaCCI e estimado pelo modelo CCATT-BRAMS utilizando o 3BEM_FRE; (b) Série temporal entre os dados estimados a partir da FRP e dados observados no SMOCC/RaCCI; (c) Distribuição do coeficiente de correlação utilizando a técnica de *bootstrap*; (d) Distribuição dos valores de coeficiente angular utilizando a técnica de *bootstrap*..... 64

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

CATT-BRAMS	Coupled Chemistry-Aerosol-Tracer Transport model coupled to Brazilian Regional Atmospheric Modeling System
CPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
ETM+	<i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i>
FRP	Potência Radiativa do Fogo
FRP _{grid}	Grade da Potência Radiativa do Fogo
FRE	Energia Radiativa do Fogo
HDF	<i>Hierarchical Data Format</i>
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
GOES	Geostationary Operational Environmental Satellite
MOD	Produtos originados pelo sensor MODIS/Terra
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MSG	Meteosat Second Generation
MYD	Produtos originados pelo sensor MODIS/Aqua
REM	Radiação eletromagnética
SEVERI	Spinning Enhanced Visible and Infrared Imager
TM	<i>Thematic Mapper</i>
WFABBA	Wildfire Automated Biomass Burning Algorithm
3BEM	Brazilian Biomass Burning Emission Model

LISTA DE SÍMBOLOS

A	Área, m ²
C	Partículas suspensas de carbono
CH ₄	Metano
CH ₃ Cl	Cloreto de metil
CO	Monóxido de carbono (CO)
CH ₂ O	Biomassa vegetal
CO ₂	Dióxido de carbono
H ₂ O	Vapor d'água
NMHC	Hidrocarbonetos não metanos
NO	Monóxido de nitrogênio
NO ₂	Dióxido de nitrogênio
OH	Hidroxila
O ₃	Ozônio
PM _{2,5μm}	Material particulado com diâmetro menor que 2,5μm
SO ₂	dióxido de enxofre

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1	INTRODUÇÃO 1
1.1.	Problema..... 3
1.2.	Hipótese..... 4
1.3.	Objetivos 4
1.3.1.	Objetivos Gerais 4
1.3.2.	Objetivos Específicos: 4
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 7
2.1.	Considerações Iniciais 7
2.2.	Métodos para a estimativa da Potência Radiativa do Fogo (FRP)..... 7
2.3.	Métodos para a estimativa de gases traços e aerossóis 9
3	MATERIAIS E MÉTODOS 15
3.1.	Materiais utilizados 15
3.2.	Dados de média resolução espacial 17
3.3.	Fluxograma da Metodologia 18
3.4.	Metodologia 19
3.4.1.	Estimativa da área com influência do fogo (<i>flaming/smoldering</i>) 19
3.4.2.	Estimativa da FRE..... 24
3.4.2.1.	Pré-Processamento dos dados MODIS 26
3.4.2.2.	Pré-Processamento dos dados WFABBA 27
3.4.2.3.	Pré-Processamento dos dados Meteosat..... 28
3.4.2.4.	Processo de Agrupamento (FRP _{grid}) e estimativa da FRE 29
3.4.3.	Simulações no CCATT-BRAMS 31

3.4.4.	Avaliação dos inventários e trabalho de campo	33
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
4.1.	Climatologia e estimativa da área com influência do fogo (flaming/smoldering).....	35
4.2.	Estimativa da FRE: estudos de casos	43
4.3.	Inventário das emissões e validação dos dados.....	49
4.4.	Modelagem no CCATT-BRAMS e avaliação dos resultados.....	55
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	65
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	67
ANEXO A	LINKS PARA ARTIGOS.....	73
ANEXO B	CAPÍTULO DE LIVRO.....	75

1 INTRODUÇÃO

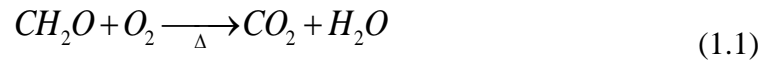
A análise de carvão vegetal fossilizado constitui-se um dos meios que evidenciam os processos de combustão e emissão de gases traços e aerossóis para a atmosfera. Embora as análises e descobertas destes fósseis estejam em constante atualização, os avanços nas técnicas de datação indicam que as primeiras queimadas, provocadas principalmente por raios e combustão espontânea, ocorreram no final do período Siluriano há aproximadamente 405 milhões de anos (EDWARDS; AXE, 2004).

Nas últimas décadas cerca de 90% das queimadas possuem alguma ligação com processos antropogênicos (ANDREAE, 1991), vinculadas essencialmente às atividades agropecuárias, desflorestamento, controle de pragas e renovação de pastos e campos. A queima de biomassa consome vastas áreas de vegetação no globo e constitui um dos maiores modificadores dos ecossistemas terrestres. Estima-se que anualmente o total de área queimada no globo ultrapasse 3 milhões de quilômetros quadrados (GIGLIO et al., 2006).

Na América do Sul a distribuição espacial dos focos de queimada localiza-se basicamente nas bordas da Floresta Amazônica, no bioma Cerrado, em áreas de expansão agrícola e em países como o Paraguai e a Bolívia. Neste contexto, o início e continuidade das queimadas dependem principalmente do tipo de biomassa, das condições meteorológicas e da localização geográfica. Nestas regiões é comum cortar a biomassa florestal com uma antecedência de até três meses antes de se atear fogo. A derrubada antecipada da floresta faz com que a biomassa vegetal perca grande parte de sua umidade e sustente a combustão por mais tempo (ARAÚJO et al., 1999).

A queima de biomassa é uma fonte de emissão significativa de gases do efeito estufa e material particulado (constituído principalmente por substâncias orgânicas e de carbono negro) para a atmosfera (CRUTZEN; ANDREAE, 1990) e desde meados de 1992 recebe destaque na comunidade científica nas últimas décadas devido ao seu papel no aquecimento global (YOKELSON et al., 2008).

O processo de combustão de biomassa vegetal em condições ideais de completa combustão libera para a atmosfera dióxido de carbono (CO₂) e vapor d'água (H₂O), de acordo com a reação (LEVINE, 1994):



em que CH₂O representa a biomassa vegetal. Entretanto, a combustão completa dificilmente é alcançada durante a queima de biomassa, sendo comum encontrar outras espécies de gases formados pelas moléculas de carbono como, por exemplo, o monóxido de carbono (CO), o metano (CH₄), hidrocarbonetos não metanos (NMHC) e partículas suspensas de carbono (C). Além destes gases, no processo de combustão pode-se produzir o monóxido de nitrogênio (NO), o dióxido de nitrogênio (NO₂), o cloreto de metil (CH₃Cl), o dióxido de enxofre (SO₂), entre outras espécies (BURLING et al., 2010).

Os gases do efeito estufa e aerossóis liberados na queima de biomassa, compostos principalmente por materiais orgânicos oxidados, possuem propriedades físico-químicas que interagem com a radiação eletromagnética (REM) e ocasionam a absorção e espalhamento da mesma. As interações desses compostos radiativamente ativos com a REM e as alterações das propriedades da superfície terrestre provocam alterações significativas no balanço de radiação, nos fluxos de calor latente e sensível, nos ciclos biogeoquímicos e na nucleação de nuvens (KAUFMAN et al., 1990). Conseqüentemente, a queima de biomassa extrapola a escala de atuação local e passa a afetar escalas regionais, modificando o ciclo hidrológico e o padrão de distribuição de energia dos trópicos para latitudes médias e altas.

Estima-se que 3,1x10⁹ toneladas de carbono, presentes na vegetação, sejam expostos anualmente à queima, na qual 1,1x10⁹ toneladas são emitidas para a atmosfera (FEARNSIDE, 2000). Os gases do efeito estufa liberados na queima de biomassa apresentam tempo de vida na atmosfera variável. Entre os gases do efeito estufa, o carbono apresenta um tempo de vida variável, pois as emissões e mecanismos de deposição mudam constantemente. Estudos mostram que o tempo de vida do CO₂ na atmosfera varia de 100 a 200 anos. O CH₄ associado a apenas um processo de remoção

na atmosfera, a oxidação do radical de hidroxila (OH), possui um tempo de vida de aproximadamente 12 anos. Outras espécies de gases do efeito estufa como os óxidos nitrosos, podem permanecer na atmosfera por até 114 anos, enquanto que o ozônio troposférico permanece por horas ou dias apenas (IPCC, 2001).

Na última década, o surgimento de novos satélites ambientais proporcionou uma melhor cobertura espacial e temporal dos processos terrestres. A grande maioria dos estudos relacionados à queima de biomassa utilizam dados de satélites de órbita polar, porém, o uso deste tipo de satélite apresenta uma limitação devido à frequência de observações dos focos, uma vez que as queimadas apresentam um ciclo de vida bem definido, não caracterizado por poucas observações diárias e limitando o uso em modelos de qualidade do ar (ICHOKU et al., 2008; JORDAN et al., 2008). Desta forma, o uso de satélites geostacionários, com alta frequência de observações, tornou-se uma alternativa de fundamental importância.

1.1. Problema

Para analisar o efeito da queima de biomassa em diferentes escalas temporais é imprescindível estimar, no tempo e no espaço, a emissão de gases traços e de aerossóis. Neste contexto, dados de sensores orbitais, foram, por muito tempo, utilizados apenas para indicar os focos de queimadas e não apresentavam estimativas eficazes sobre a quantidade de vegetação queimada e as emissões liberadas no processo de combustão.

Embora os esforços para quantificar as emissões provenientes da queima de biomassa a partir de dados orbitais tenham aumentado consideravelmente desde 2000, as incertezas nos dados de entrada e as distintas metodologias utilizadas ocasionam erros de até 50% nos valores estimados (VERMOTE et al., 2009). Entre as principais fontes de distorções podem-se citar os erros nas estimativas de: I) umidade do solo e conteúdo de água no interior da planta; II) área total queimada; III) fatores de emissão para cada espécie; IV) generalização de diversas propriedades físicas para grandes áreas, como, por exemplo, coeficientes mássicos de absorção e espalhamento, espessura óptica da camada, densidade de aerossol da coluna, entre outras. Desta forma, para a assimilação, em tempo quase-real, das emissões de gases traços e aerossóis em modelos numéricos de

previsão do tempo pode-se empregar os métodos que utilizam a FRP como parâmetro direto das estimativas.

1.2. Hipótese

Os focos de queimadas estimados a partir de satélites geoestacionários como, por exemplo, o *Geostationary Operational Environmental Satellite* (GOES) e o *Meteosat Second Generation* (MSG), assim como, sensores ambientais de órbita polar com ampla visada como o *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) podem ser utilizados para se obter as estimativas de emissão de gases traços e aerossóis provenientes da queima de biomassa a partir das estimativas da energia radiativa do fogo.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivos Gerais

A presente pesquisa tem como principal objetivo produzir estimativas em tempo quase-real de gases traços e aerossóis emitidos pela queima de biomassa baseada na FRP obtida pelos satélites GOES, MSG, Terra e Aqua. A estimativa destas emissões será assimilada ao modelo de emissão *Brazilian Biomass Burning Emission Model* (3BEM) para produzir inventários de emissão em escala regional e global para o modelo CATT-BRAMS (FREITAS et al., 2009) e para a nova versão do modelo global do Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC) que incorporará o sistema CATT em escala global.

1.3.2. Objetivos Específicos:

- (a) Analisar, filtrar e compatibilizar a FRP provenientes dos sensores MODIS/EOS, SEVIRI/MSG (*Spinning Enhanced Visible and Infrared Imager*) e do produto WFABBA/GOES (*Wildfire Automated Biomass Burning Algorithm*);
- (b) Estimar a quantidade de biomassa queimada a partir da FRP;
- (c) Desenvolver um produto que estime a área instantânea do fogo ponderada pelo tipo de uso e cobertura da terra;

(d) Assimilar as estimativas de gases do efeito estufa e aerossóis no modelo ambiental CATT-BRAMS;

(e) Converter a FRE em biomassa consumida pelo fogo e compará-la aos dados de verdade terrestre.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Considerações Iniciais

Mundialmente a queima de biomassa está vinculada essencialmente às atividades agropecuárias e ao desflorestamento, apresentando grande variabilidade temporal e espacial. A queima de biomassa afeta significativamente o meio ambiente, alterando o balanço de energia, os ciclos biogeoquímicos, o clima e ocasionam problemas de saúde em populações localizadas em áreas por onde estes gases e aerossóis escoam. Além disso, alguns gases emitidos no processo de combustão da vegetação (CO, CO₂, CH₄, O₃ troposférico, hidrocarbonetos não-metanos, ácido nítrico, entre outros) são quimicamente ativos e interagem com as concentrações de hidroxilas (OH) presentes na atmosfera, alterando a eficiência de oxidação e modificando a quantidade de ozônio troposférico, um dos gases do efeito estufa (IPCC, 2001).

Atualmente encontram-se na literatura alguns métodos para estimar a massa emitida para a atmosfera de diversas espécies de gases traços e aerossóis. Métodos tradicionais baseiam-se na quantidade de biomassa seca disponível, fatores de combustão, além da área queimada e dos fatores de emissão baseados no tipo de vegetação. Entre as limitações destes métodos pode-se citar a maneira estática em abordar o mapa de uso e cobertura da terra e da quantidade de biomassa presente em cada *pixel*.

Os métodos atuais, em sua grande maioria, utilizam a FRP para relacionar o total de biomassa queimada e a emissão de gases traços e aerossóis. Entre as principais vantagens destes métodos está a relação direta com o total de biomassa disponível na vegetação. Além disto, fatores que alteram a eficiência de queima são contabilizados junto à energia liberada, uma vez que a presença de umidade no solo e na vegetação influencia diretamente na redução da FRP (RIGGAN et al., 2004).

2.2. Métodos para a estimativa da Potência Radiativa do Fogo (FRP)

A taxa na qual a energia, na forma de radiação eletromagnética, é emitida pelo fogo, ou a potência radiativa do fogo (do inglês *Fire Radiative Power*, FRP) liberada no processo de combustão, constitui-se como um indicador da quantidade de biomassa consumida ou mesmo da taxa de emissão de gases traços e aerossóis liberados para a atmosfera. Ao

se conhecer a distribuição de temperatura no interior de um *pixel*, a FRP integrada em todos os comprimentos de onda, pode ser calculada pela equação 2.1 (WOOSTER et al., 2005):

$$FRP = \varepsilon \sigma \sum_{i=1}^n A_n T_n^4 \quad (2.1)$$

em que FRP representa a energia radiativa do fogo ($J.s^{-1}$), σ é a constante de Stefan-Boltzmann ($5,67 \times 10^{-8} J.s^{-1}.m^{-2}.K^{-4}$), A_n representa a área fracional (m^2) da n ésima componente termal, T_n^4 é a temperatura (K) da n ésima componente e ε representa a emissividade.

Uma das dificuldades em se estimar a FRP pelo método acima descrito refere-se à estimativa de área das n componentes com anomalia térmica dentro de cada *pixel*, assim como, a estimativa da temperatura de cada componente. Um dos métodos para caracterizar a temperatura e a área real do fogo no subpixel foi introduzido por Dozier (1981). Este método, considerado como bi-espectral, consiste em separar o *pixel* em duas componentes, uma contendo a região com o fogo e a outra referente ao background. Desta forma, um conjunto de equações não lineares é resolvido em função da temperatura e da área do subpixel.

As desvantagens de utilizar o método proposto por Dozier (1981) é que erros introduzidos no processo de aquisição dos dados para cada banda como, por exemplo, ruídos eletrônicos, correção atmosférica, erros de registros entre bandas de diferentes resoluções espaciais, estimativa da temperatura do background, diferenças de sensibilidade, saturação e da função de espalhamento pontual podem ocasionar variações superiores a 100% nos valores obtidos.

Com as limitações na estimativa da FRP pela equação (1), Kaufman et al. (1996) desenvolveram um método semi-empírico que relaciona a radiância espectral da banda 21 do sensor MODIS com a temperatura de brilho do *pixel* detectado na queimada. A equação 2.2 mostra a obtenção da FRP com os dados do sensor MODIS:

$$FRP = 4,3 \times 10^{-19} \cdot (T_{f(4\mu m)}^8 - T_{b(4\mu m)}^8) * A_s \quad (2.2)$$

na qual $T_{f(4\mu m)}^8$ representa a temperatura de brilho do *pixel* com anomalia térmica, $T_{b(4\mu m)}^8$ é a temperatura do background e A_s o tamanho da área do *pixel* (km²). Uma das vantagens deste método é a utilização de apenas uma banda na estimativa da FRP, eliminando a introdução de alguns erros sistemáticos relacionado com as limitações do método bi-espectral, tais como, sensibilidade de diferentes canais, registro entre bandas e resoluções espaciais distintas.

Ainda, uma alternativa para a estimativa da FRP foi proposta por Wooster et al. (2005), na qual o cálculo da FRP é realizado com apenas uma banda e utiliza os valores de radiância espectral na região de espectro eletromagnético referente ao infravermelho médio (IVM). Este método, assim como o método proposto para os dados do MODIS, possui a vantagem de eliminar erros de sensibilidade e incertezas na região do infravermelho termal. Atualmente, o método proposto por Wooster et al. (2003) é utilizado para os dados do GOES e do MSG. A equação 2.3 mostra os procedimentos para a estimativa da FRP por este método:

$$FRP_{IVM} = \frac{A_{sat}}{a} \sigma \epsilon \int_{ci}^{cf} B(\lambda, T) d\lambda - L_b \quad (2.3)$$

em que A_{sat} representa o tamanho do *pixel* (km²), a é uma constante de calibração baseada na resposta espectral de cada sensor (W.m⁻².sr⁻¹.µm⁻¹.K⁻⁴) extraída de Wooster et al. (2005), L_b é a radiância espectral do *background* calculada a partir dos 8 pixels vizinhos, e ci e cf representam o comprimento de onda inicial e final correspondentes a largura de banda do sensor, respectivamente.

2.3. Métodos para a estimativa de gases traços e aerossóis

Anteriormente ao monitoramento dos recursos terrestres por satélites ambientais, o primeiro método empregado para assimilar a quantidade de gases traços e aerossóis em modelos numéricos de emissão utilizava o total de biomassa consumida, estimado a partir da área queimada e da densidade de biomassa. Na década de 80, com o grande desenvolvimento de programas voltados à aquisição de dados ambientais através de satélites, produtos originados do sensoriamento remoto orbital começaram a ser

empregados na estimativa das emissões provenientes da queima de biomassa (KAUFMAN et al., 1990).

A fórmula tradicional para se estimar a taxa de emissão de gases traços e aerossóis para a atmosfera utiliza a relação entre a massa de biomassa queimada e os fatores de emissão para cada espécie, como mostra a equação 2.4 (SEILER; CRUTZEN, 1980):

$$M^{[\epsilon]} = EF^{[\epsilon]} * M_{biomassa} \quad (2.4)$$

na qual $M^{[\epsilon]}$ representa a massa emitida pela espécie ϵ (kg.s^{-1}), $EF^{[\epsilon]}$ é o fator de emissão para a espécie ϵ (g.kg^{-1}) e $M_{biomassa}$ é a biomassa total queimada (kg).

Embora os fatores de emissão para cada espécie sejam conhecidos com uma boa acurácia (ANDREAE; MERLET, 2001; YOKELSON et al., 2008), atualmente existem dificuldades para se estimar a biomassa queimada no processo de combustão (ICHOKU; KAUFMAN, 2005). Uma alternativa para se estimar a biomassa total queimada é a utilização de produtos de área queimada derivados de dados orbitais (CRUTZEN; ANDREAE, 1990), como mostra a equação 2.5:

$$M_{biomassa} = A.B.\alpha.\beta \quad (2.5)$$

em que A representa a área queimada (m^2), B é a biomassa média por unidade de área em dado ecossistema (g.m^{-2}), α é a fração de biomassa acima do solo (kg) e β representa a eficiência de queima.

Atualmente encontram-se disponíveis diversos produtos que estimam a área queimada a partir de diferentes sensores como, por exemplo: 1) o GLOBSCAR obtido a partir do *Along Track Scanning Radiometer* (ATSR-2) a bordo do satélite *European Remote-Sensing Satellites* (ERS-2); 2) o *Global Burnt Area* do sensor VEGETATION a bordo do satélite *Satellite Pour l'Observation de la Terre* (SPOT); e 3) o produto MCD45 do sensor MODIS (SIMON et al., 2004; TANSEY et al., 2004; ROY et al., 2002; LI et al., 2004). Porém, os valores estimados por estes produtos quando comparados com dados observados em campo mostram diferenças significativas (KORONTZI et al., 2004), ocasionando incertezas na estimativa da biomassa total queimada.

Embora a área queimada seja um dos parâmetros necessários para a estimativa da biomassa consumida pelo fogo que pode ser obtida por dados orbitais, os outros fatores da equação 5 são complexos de determinar. Por exemplo, a eficiência de queima depende das condições meteorológicas e da umidade presente na biomassa, a biomassa média e sua fração acima do solo dificilmente será homogênea, entre outros (CHUVIECO et al., 2004; YEBRA et al., 2008; DE SANTIS et al., 2010). Além destes fatores, estimativas da área queimada geralmente são disponibilizadas depois que a queimada ocorreu, impossibilitando sua assimilação em modelos numéricos rodados em tempo quase-real.

Com base na FRP estimada pelo MODIS, Ichoku e Kaufman (2005) propuseram uma metodologia para estimar a taxa de emissão de material particulado com diâmetro menor que 10 μm ($\text{PM}_{10\mu\text{m}}$) a partir dos produtos de profundidade óptica do aerossol em 550 nm ($\text{AOT}_{550\text{nm}}$) obtidos pelo sensor MODIS, mesma metodologia aplicada por Pereira et al. (2009) para os dados do WFABBA/GOES. A relação linear entre a emissão da FRP, integrada no tempo, e o consumo de biomassa, permitiram a determinação de um coeficiente de emissão de $\text{PM}_{10\mu\text{m}}$ baseado na energia radiativa do fogo (ψ), em kg.MJ^{-1} , para áreas consideradas homogêneas.

O produto deste coeficiente de emissão com a FRP e com fatores de emissão ponderados pelo $\text{PM}_{10\mu\text{m}}$ ($EF^{[p]}$) permite a estimativa do total de gases traços e aerossóis liberados para a atmosfera, como mostra a equação 2.6:

$$M^{[\epsilon]} = \psi \cdot EF^{[p]} \cdot \int FRP dt \quad (2.6)$$

Entre as principais vantagens deste método estão a independência de uma base de dados de densidade de biomassa e eficiência de queima e a utilização apenas da temperatura e de fatores de emissão para a estimativa de gases traços e aerossóis para a atmosfera. Entre as limitações destacam-se a obstrução das nuvens na estimativa da FRP, a perda de energia por processos como condução de calor e massas de fumaça acima do fogo, a interferência atmosférica entre outros.

Simultaneamente, Wooster et al. (2005) realizaram experimentos para relacionar quantidades conhecidas de biomassa com a FRP. Nestes experimentos, a temperatura do

fogo e a FRP foram obtidas através da comparação entre o espectro de radiância e sua similaridade com a curva de emissão obtida pela lei de Planck. A análise da relação entre o consumo de biomassa e a energia radiativa liberada pela mesma originou um coeficiente para se estimar a taxa de consumo de biomassa ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$).

Wooster et al. (2005) partiram do princípio que a vegetação submetida ao processo de queima, de modo geral, consiste de numerosos componentes (folha verde e em senescência, galhos, materiais lenhosos, entre outros). Cada componente presente na vegetação armazena energia química em diversas formas de acordo com a fisionomia vegetal. Porém, o total de energia emitida por unidade de massa de diferentes espécies não possui variações significativas permanecendo entre $1,6 - 2,2 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ (WHELAN, 1995; TROLLOPE et al., 1996). Neste trabalho, resultados iniciais indicaram a existência de uma relação linear entre ambos os parâmetros.

Ao contrário dos métodos anteriores, Vermote et al. (2009) utilizaram como dado de entrada para o modelo *Goddard Chemistry Aerosol Radiation and Transport model* (GOCART) os dados de $\text{AOT}_{550\text{nm}}$ do MODIS e, a partir da modelagem da profundidade ótica dos aerossóis, estimaram a concentração de carbono orgânico e preto (OCBC) na atmosfera. Com estes dados, os autores separaram o globo em três grandes regiões (savana, floresta tropical e floresta de coníferas) e obtiveram os coeficientes de emissão para o OCBC. As emissões de gases traços e aerossóis podem ser estimados por:

$$M^{[\epsilon]} = \gamma \cdot EF^{[p]} \cdot \int FRP dt \quad (2.7)$$

em que γ representa os valores dos coeficientes de emissão para OCBC para a região de savanas ($2,7 \text{ g}\cdot\text{MJ}^{-1}$), floresta tropical ($8,6 \text{ g}\cdot\text{MJ}^{-1}$) e floresta de coníferas ($14,4 \text{ g}\cdot\text{MJ}^{-1}$) e $EF^{[p]}$ é o fator de emissão ponderado pelo OCBC.

Embora o método apresente uma alternativa aos anteriores, simplificações na metodologia introduzidos na estimativa dos coeficientes de emissão de OCBC podem aumentar as incertezas em relação aos outros métodos. Pode-se citar, por exemplo, a fonte de erro associada à caracterização do ciclo diurno da FRP e às diferentes

sensibilidades dos sensores utilizados (SEVIRI e MODIS), os erros associados na inversão das fontes de emissão associadas ao modelo GOCART, além das incertezas dos fatores de emissão para a conversão de aerossóis em OCBC.

Recentemente, Kaiser et al. (2012) desenvolveram uma metodologia para estimar a biomassa queimada a partir dos dados do sensor MODIS. Desta forma, a partir da biomassa queimada, fatores de emissão são aplicados para quatro tipos de fisionomias vegetais e os gases traços e aerossóis são estimados para pixels com $0,5 \times 0,5^\circ$ e assimilados no modelo numérico do ECMWF. A metodologia proposta por Kaiser et al. (2012) utiliza apenas os dados do sensor MODIS e sua relação com a energia liberada em cada *pixel*. Uma das desvantagens é o número de observações do sensor MODIS, que em alguns casos pode chegar a no máximo quatro por dia, impedindo um acompanhamento do ciclo de vida do fogo.

Além das fontes de erros analisadas acima, alguns fatores responsáveis por incertezas na estimativa das emissões de gases traços e aerossóis para a atmosfera decorrem das observações simultâneas do foco de queimada e da fumaça liberada (erro aproximado de $\pm 11\%$), da acurácia da estimativa da espessura óptica da atmosfera pelo MODIS ($0,05 \pm 15\%$), da conversão da espessura óptica da atmosfera em densidade de massa de aerossóis ($\pm 5\%$ a $\pm 20\%$), da acurácia dos campos de vento disponibilizados por modelos numéricos ($\pm 20\%$), da cobertura de nuvens ($\pm 11\%$), da acurácia e consistência da FRP ($\pm 16\%$), entre outros fatores (VERMOTE et al., 2009).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta pesquisa foi desenvolvido um algoritmo para estimar em tempo quase-real a emissão de gases traços e aerossóis provenientes da queima de biomassa a partir de dados orbitais. Este algoritmo permite ao usuário variar o tamanho da máscara de convolução responsável pela estimativa das emissões, propiciando a assimilação dos dados na mesma resolução espacial do modelo CCATT-BRAMS. Ainda, para cada produto orbital dos satélites Aqua, GOES, Meteosat e Terra, sub-rotinas foram desenvolvidas para eliminar eventuais erros e sobreposições de dados e para compatibilizar todas as estimativas de FRP. Neste contexto, o algoritmo desenvolvido permite integrar multi-sensores e multi-escalas para estimar a quantidade de biomassa queimada a partir de coeficientes disponíveis na literatura, assim como, a área de influência do fogo, necessária para as estimativas do fluxo de energia convectiva. Os materiais e métodos utilizados para o desenvolvimento do algoritmo estão detalhados abaixo.

3.1. Materiais utilizados

Para alcançar os objetivos propostos na seção 1.3 foram utilizados diferentes produtos obtidos pelas plataformas orbitais EOS, GOES e MSG (descritos abaixo). Estes produtos forneceram dados espacializados dos focos de queimada e sua respectiva FRP. Além disto, utilizou-se dados de uso e cobertura da terra provenientes do produto MOD12 e imagens do sensor *Thematic Mapper* (TM) abordo do satélite Landsat 5 e do sensor *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) abordo do satélite Landsat 7.

3.1.1 MODIS/Terra e Aqua

As plataformas Terra e Aqua possuem órbita polar, ângulo de imageamento de $\pm 55^\circ$, altitude de 700 km, faixa imageada de 2330 km e transportam abordo os sensores MODIS. O horário de passagem varia sobre um dado ponto da superfície de acordo com a plataforma: enquanto a plataforma Terra, cujos produtos originados desta recebem a sigla MOD, cruza o Equador em sua órbita descendente às 10h30min e 22h30min; a plataforma Aqua, na qual os produtos são denominados de MYD, em sua órbita ascendente, cruza o Equador às 13h30min e 01h30min (GIGLIO, 2005).

Os produtos de focos de queimada e FRP são denominados MOD14 e MYD14. Estes produtos, com resolução espacial nominal de 1 km, são disponibilizados em formato HDF e suas informações separadas em diferentes camadas (GIGLIO, 2005). Os dados destes produtos são utilizados para a análise da queima de biomassa e representam o estado da arte na estimativa global da FRP, porém, a frequência de observações não permite a obtenção da evolução e desenvolvimento dos focos, ocasionando, desta forma, erros na integração da emissão total a partir da energia liberada.

3.1.2 GOES Imager/GOES

O sensor *GOES Imager*, a bordo da constelação de satélites *Geostationary Operational Environmental Satellite* (GOES), cobre faixas do espectro eletromagnético referente ao visível e ao infravermelho termal separados em 5 bandas. Atualmente a detecção dos focos de queimada utilizam as faixas espectrais centradas em 3,9 μm e 10,7 μm que possuem uma resolução espacial nominal de 2,3 km x 4,0 km, que varia de acordo com o ângulo de imageamento (PRINS et al., 1992).

O *Wildfire Automated Biomass Burning Algorithm* (WFABBA) é um produto de detecção de focos de queimada baseado no sensor GOES Imager, disponibilizado a cada 15 minutos. Os dados deste produto indicam: I) hora do imageamento; II) longitude; III) latitude; IV) ângulo de imageamento do sensor; V) tamanho do *pixel*; VI) temperatura em 4 μm e 11 μm ; VII) temperatura e a área do subpixel com fogo; VIII) a FRP; IX) tipo de ecossistema; e X) confiabilidade da detecção (XU et al., 2010).

Uma das vantagens destas estimativas de focos de queimada é a alta frequência de observações, que permite a caracterização do ciclo de vida de um determinado foco. Porém, a principal desvantagem é que aproximadamente 5-10% dos focos detectados pelo sensor saturam, inviabilizando a estimativa destas emissões (PEREIRA et al., 2009).

3.1.3 SEVIRI/MSG

O *Meteosat Second Generation* (MSG) é um satélite geoestacionário desenvolvido pela agência espacial europeia (*European Space Agency* - ESA) em parceria com a organização europeia para a exploração de satélites meteorológicos (*European*

Organisation for the Exploitation of Meteorological Satellites – EUMETSAT). O principal sensor a bordo deste satélite, o *Spinning Enhanced Visible and Infrared Imager* (SEVIRI), possui 12 bandas que adquirem informações nas faixas espectrais do espectro eletromagnético referentes ao visível, infravermelho próximo, médio e termal (ROBERTS et al., 2005).

O satélite MSG está posicionado na longitude 0° obtendo informações do continente africano, europeu e complementarmente da América do Sul e Ásia. A resolução temporal do sensor SEVIRI é de 15 minutos, ou seja, 96 imagens por dia. A resolução espacial do sensor varia de acordo com a distância do alvo em relação ao NADIR, indo de 3 km até 11 km nas bordas (que pode alcançar o Paraguai e o Paquistão). No Brasil a resolução espacial média é de 6 km. Uma das vantagens deste sensor é a maior capacidade de estimar o ciclo de emissão, além disto, os dados do SEVIRI possuem uma quantidade de focos saturados menor que os dados do GOES Imager. Entre as desvantagens está a baixa resolução espacial para a América do Sul.

3.2. Dados de média resolução espacial

Para estimar a área de influência do fogo dentro dos pixels de satélites com média/baixa resolução espacial utilizou-se os sensores TM e ETM+ a bordo dos satélites Landsat 5 e Landsat 7, respectivamente. Estes sensores apresentam uma resolução temporal de 16 dias e resolução espacial de 30 metros para as bandas multiespectrais. Estes satélites são provenientes do programa *Earth Resource Technology Satellite* (ERTS) criado na década de 60. O satélite Landsat 5 foi lançado em março de 1984 e possui órbita quase-polar, com altitude de 705 km. O sensor TM/Landsat 5 possui sete bandas espectrais, obtendo informações das regiões do espectro eletromagnético referentes ao visível, infravermelho próximo, infravermelho médio e infravermelho termal. O ETM+/Landsat 7 foi lançado em abril de 1999 e apresenta algumas melhorias em relação ao TM/Landsat 5, entre elas pode-se destacar a banda pancromática de 15 metros e o aumento da resolução espacial (120 m para 60 m) da banda do infravermelho termal.

Além dos dados diários de FRP e da série de imagens Landsat, pode-se utilizar os produtos de uso e cobertura da terra, como, por exemplo, o MOD12, disponibilizado anualmente com resoluções espaciais de 500 metros e 1000 m e o GLOBCOVER,

originado a partir de um processamento automático dos dados temporais obtidos pelo sensor *Medium Resolution Imaging Spectrometer* (MERIS) com resolução espacial de 300 metros e o produto *Vegetation Continuous Field* (VCF) que representa uma estimativa global do percentual de cobertura florestal baseado em métricas obtidas a partir dos dados do sensor MODIS com resolução espacial de 500 metros, para diferenciar as principais formações vegetais e aplicar os coeficientes de influência do fogo baseados na FRP.

3.3. Fluxograma da Metodologia

O fluxograma da metodologia (**Figura 3.1**) é dividido em três blocos principais. Cada bloco corresponde a uma etapa ou produto desenvolvido que será aplicado no bloco subsequente, sendo este detalhado na metodologia. O primeiro bloco corresponde à estimativa dos valores médios de fogo ativo para a América do Sul e ao desenvolvimento de coeficientes de área sob influência do fogo baseados na FRP. Nesta etapa, optou-se por separar os coeficientes em quatro fisionomias vegetais principais: I) Vegetação arbórea; II) Vegetação herbáceo-arbustiva; III) Pastagem; e IV) Agricultura.

O segundo bloco refere-se ao desenvolvimento de um algoritmo para a estimativa da FRE, aplicado aos dados do GOES, Aqua, Terra e Meteosat. Este algoritmo, permite estimar em tempo quase-real os gases traços e aerossóis a partir da FRE. Através do agrupamento dos dados de FRP em grades regulares estima-se o total de biomassa consumida e os fluxos de energia convectiva. Na terceira etapa, os dados provenientes destas estimativas são inseridos no modelo ambiental CCATT e a dispersão dos poluentes provenientes das queimadas é simulada para áreas definidas nas etapas de pré-processamento do modelo numérico.

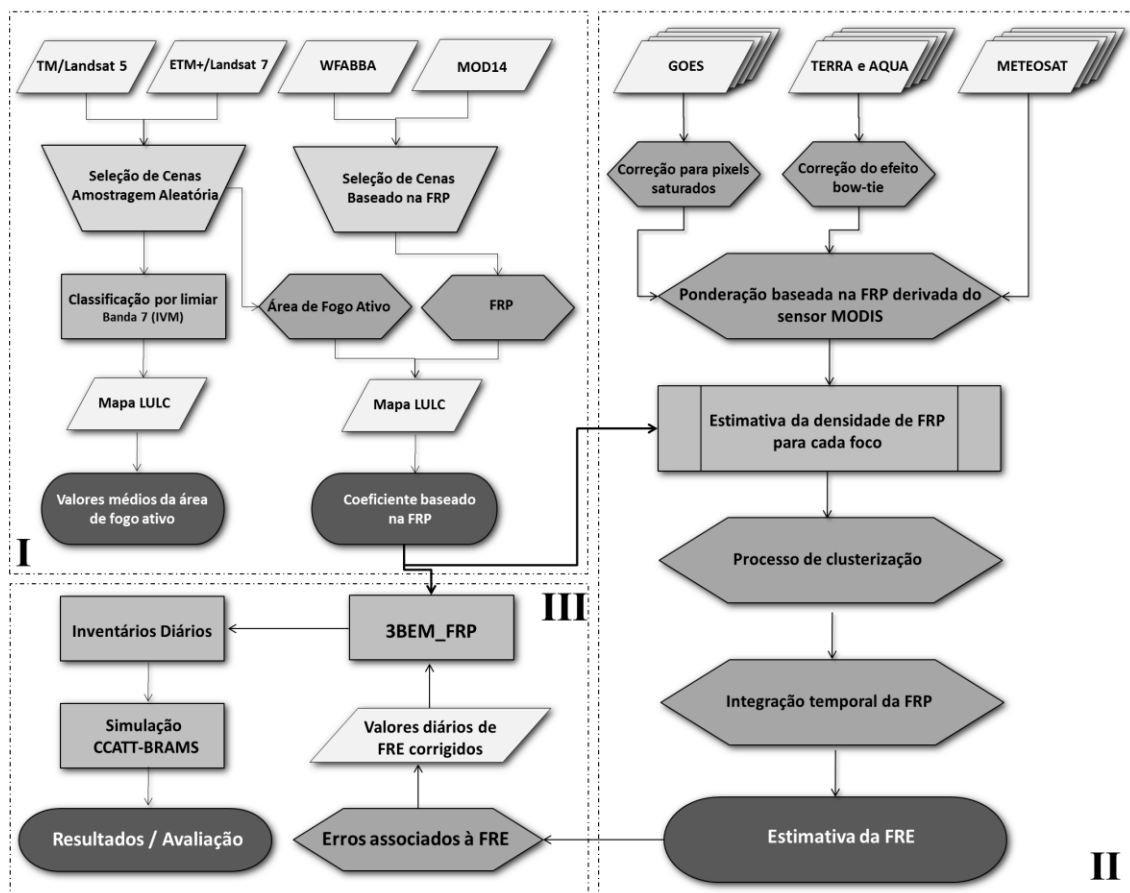


Figura 3.1 - Fluxograma da metodologia dividido em três blocos principais.

3.4. Metodologia

3.4.1. Estimativa da área com influência do fogo (*flaming/smoldering*)

A **Figura 3.2** exibe o fluxograma da metodologia adotada para estimar a climatologia do fogo ativo (I) e para originar os coeficientes de área com influência do fogo baseados na FRP (II). Ressalta-se que a área de influência do fogo refere-se às regiões na qual a queimada apresenta componentes termais na forma de chamas ou em brasas, enquanto que o fogo ativo refere-se apenas à componente chama. Para estimar as variáveis acima descritas, a primeira etapa consistiu na utilização das imagens TM e ETM+ para o período compreendido entre 1985 e 2010, selecionadas a partir da amostragem aleatória de 79 órbitas/pontos do Landsat estratificadas pela área dos biomas presentes no Brasil e pela distribuição dos valores médios de FRP (2000-2010). Foram selecionadas 32 cenas no Bioma Amazônia, 17 cenas no Bioma Cerrado, 11 cenas no Bioma Mata

Atlântica, 7 cenas no Bioma Caatinga, 4 cenas no Bioma Pantanal, 1 cena no Bioma Pampa e 6 cenas referentes à amostragem na Bolívia e Paraguai (**Figura 3.3**).

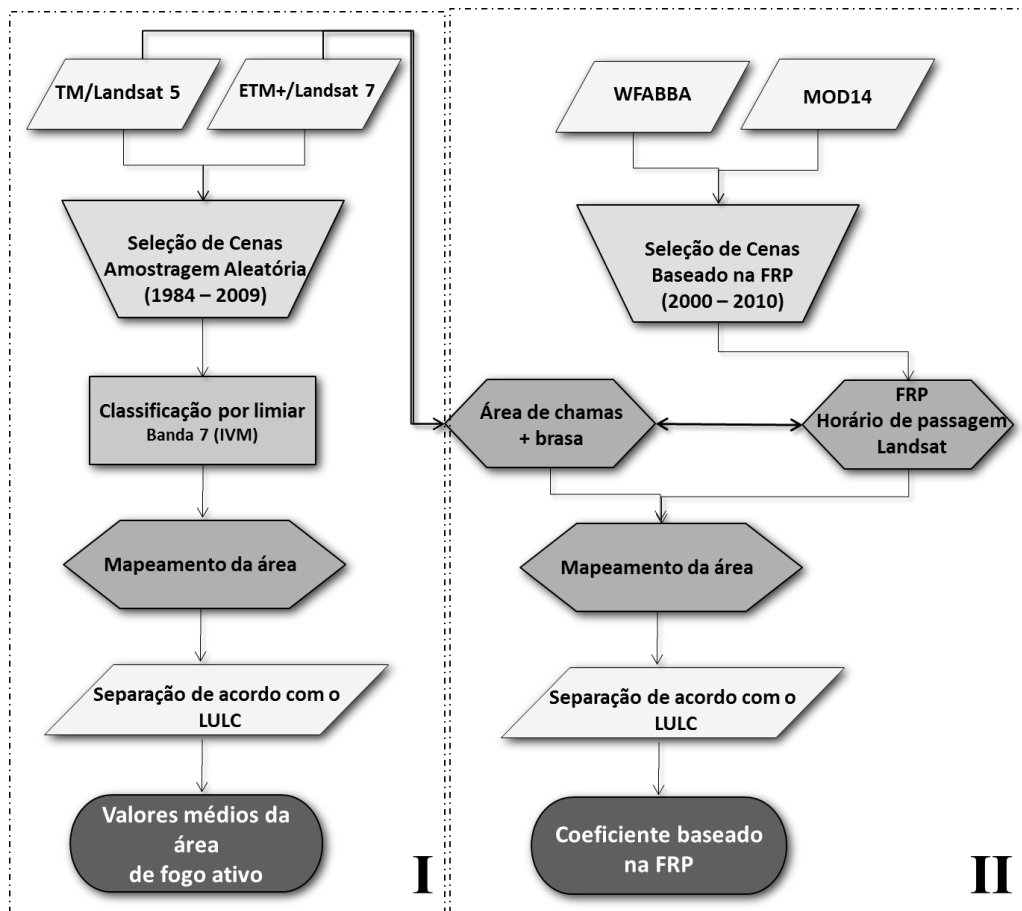


Figura 3.2 - Fluxograma da estimativa da área com influência do fogo.

Após a determinação de cada órbita/ponto pelo processo de amostragem aleatória estratificada, foram selecionadas todas as cenas contendo informações da área de estudo. Nesta etapa, optou-se por eliminar cenas com cobertura de nuvem superior a 50%, totalizando ao final aproximadamente 4700 cenas. As imagens da banda 7 dos sensores TM e ETM+ (referentes ao infravermelho médio, 2,08 a 2,35 μm) foram utilizadas devido sua sensibilidade à temperaturas elevadas. Após a seleção, as imagens foram inseridas no programa ENVI e classificadas adotando-se como limiar os valores saturados da imagem (nível de cinza - NC - acima de 254). Em geral, a queima de grandes quantidades de biomassa vegetal originam temperaturas superiores à 1700 K e, segundo a lei de deslocamento de Wien, possuem máxima emissão de radiação eletromagnética em comprimentos de onda inferiores a 2 μm , dominando, desta forma, o sinal coletado pelos detectores da banda 7, que passam a coletar principalmente a radiação emitida pela queimada.

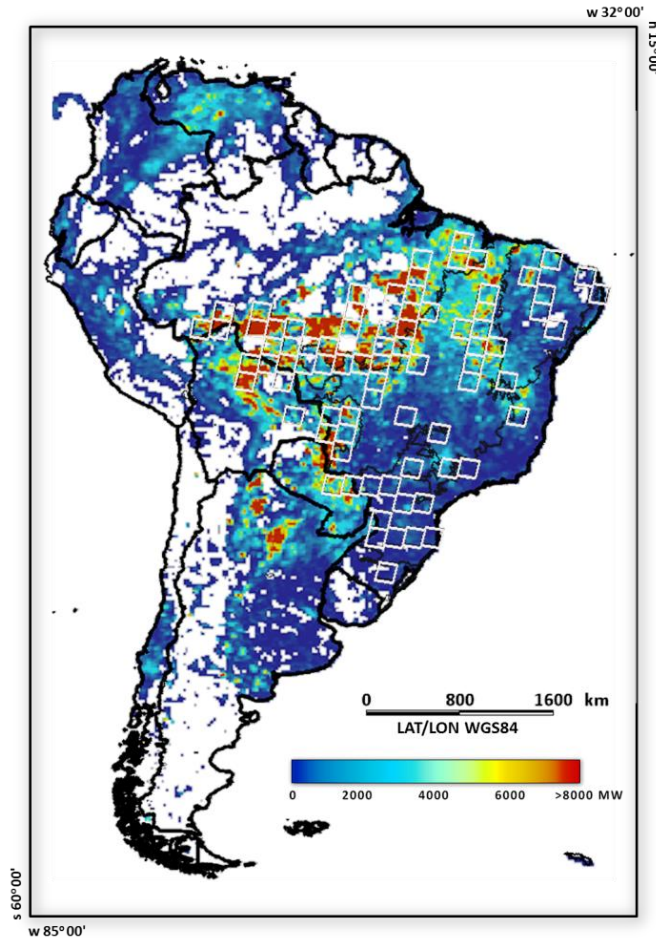


Figura 3.3 - FRP para a América do Sul e órbitas/pontos escolhidas para a análise da climatologia de fogo ativo para quatro fisionomias vegetais distintas.

Após a classificação da imagem, a estimativa da área de fogo ativo (**Figura 3.3**, bloco I) baseou-se na comparação simultânea de imagens nas composições 1B2G3R e 3B4G5R, na imagem classificada e na banda posicionada no infravermelho termal, como visualizado na **Figura 3.4**. No final da extração das variáveis do bloco I determinou-se a localização geográfica (latitude e longitude), o número de pixels com a presença de fogo e o tipo de uso e cobertura da terra predominante (Área de floresta, Vegetação herbáceo-arbustiva, Pastagem/Gramínea e Agricultura).

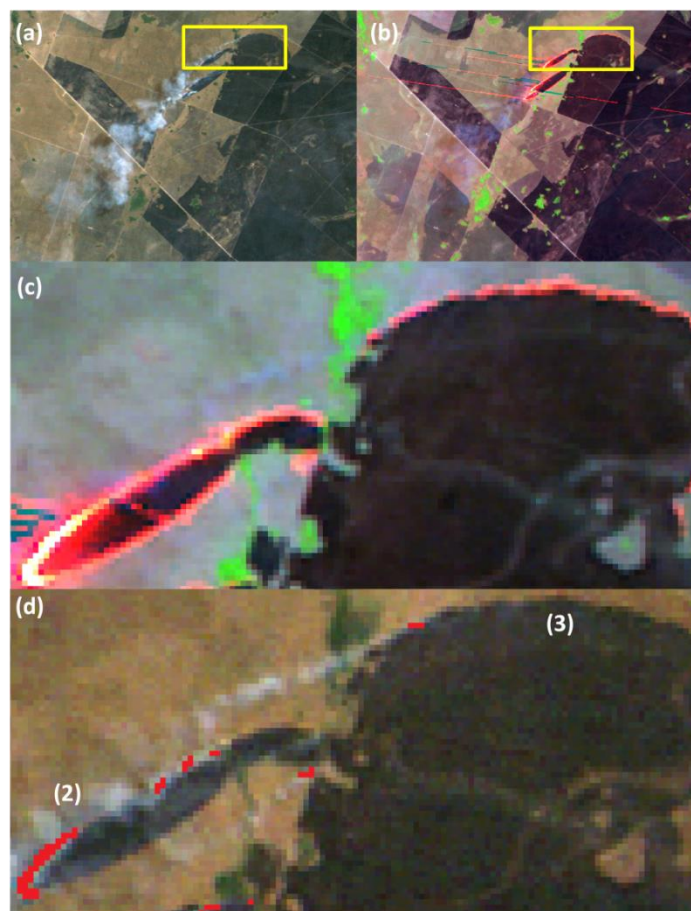


Figura 3.4 - (a) Imagem 223/69 composição cor-verdadeira 1B2G3R; (b) Imagem composição falsa-cor 3B4G5R; (c) Área ampliada que mostra pixels saturados devido à sensibilidade do detector em imagear áreas com elevada temperatura; (d) Área ampliada indicando, em vermelho, os pixels mapeados com a presença de fogo.

A **Figura 3.4** exibe um exemplo dos procedimentos adotados para se estimar a área de fogo ativo para a cena 223/69 (*Worldwide Reference System 2*, WRS-2), localizada no município de São Miguel do Araguaia em Goiás na data de 13/09/2007. Percebe-se na **Figura 3.4a** (composição cor-verdadeira 1B2G3R) e **Figura 3.4b** (composição falsa-cor 3B4G5R) duas áreas de intensas queimadas e suas respectivas plumas (uma localizada dentro da área em amarelo e outra abaixo desta). A partir da composição falsa-cor da área em destaque (**Figura 3.4c**), pode-se visualizar que além das áreas com plumas, ocorre a presença de diversos pixels saturados devido ao aumento da temperatura, ocasionado, principalmente, pelo fogo e pelas cinzas restantes do processo de combustão. Ainda, é possível visualizar faixas paralelas que ocorrem devido à saturação de determinados detectores ao imagear uma área de intensa queimada, ocasionando ruídos no sentido Leste-Oeste devido ao sistema de imageamento *wisk*

broom. Para o mapeamento do fogo ativo utilizaram-se apenas focos com plumas, como indicados em (2), eliminando, desta forma, pixels saturados que não apresentam valores significativos de emissão de gases traços e aerossóis, como visualizado em (3).

Após a determinação do tamanho do fogo ativo para quatro diferentes fisionomias vegetais, a segunda etapa (bloco II, **Figura 3.2**) consistiu na determinação do coeficiente de área de influência do fogo baseado na FRP (que inclui as componentes chama e brasa). Nesta etapa, imagens dos sensores TM/Landsat 5 e ETM+/Landsat 7 foram selecionadas de acordo com as estimativas de FRP provenientes dos satélites Terra e GOES para o horário de passagem dos satélites com um delay de aproximadamente ± 15 minutos, ou seja, para uma aquisição do sensor TM/Landsat 5 as 10:00 UTC em determinada região, adquiria-se as estimativas de FRP do sensor GOES Imager ou MODIS para o período compreendido entre 9:45 e 10:15 UTC. Obtendo-se informações da cena Landsat e observação simultânea de FRP, a área com chamas e com componente termal referente à brasa era estimada e relacionada ao tipo de uso e cobertura da terra, como descrito no bloco I.

A **Figura 3.5** exibe um exemplo do procedimento do Bloco II, adotado para comparar a FRP estimada pelo GOES *Imager* e pelo MODIS e a área com influência do fogo, relacionadas apenas a componente temperatura, para a imagem Landsat 5, cena 223/69 (São Miguel do Araguaia, Goiás) na data de 13/09/2007. Ao analisar a **Figura 3.5a** é possível verificar a localização de algumas plumas (assinaladas em I e II), porém, muitas vezes pode-se confundir uma pluma na região de estudo com nuvens formadas a partir de processos convectivos ou mesmo plumas originadas em áreas distintas daquela que será mapeada. Desta forma, ao visualizar as informações utilizando a região espectral referente ao infravermelho próximo e médio (**Figura 3.5b**) percebe-se que a região II não possui fogo ativo. Tal característica é ainda mais evidente ao utilizar a banda no termal dos satélites Landsat (**Figura 3.5c**) em que é possível verificar as áreas mais quentes em tons de cinza claro. Conseqüentemente, ao se realizar uma classificação por limiar, excluindo-se NC abaixo de 240 é possível extrair as componentes chama e brasa (**Figura 3.5d**). Nestes procedimentos, a maior dificuldade em comparar simultaneamente as áreas com influência do fogo e suas respectivas

estimativas de FRP ocorre pela não coincidência de horários de passagem dos satélites ou pela presença de ruído ou nuvens nas imagens Landsat.

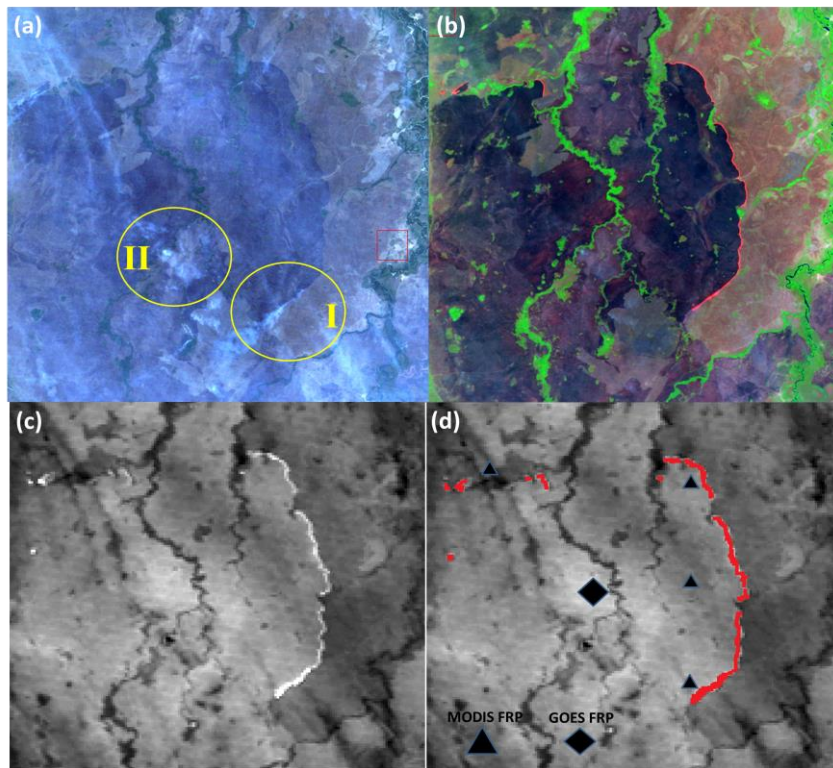


Figura 3.5 - (a) Imagem 223/69 composição cor-verdadeira 1B2G3R; (b) Imagem composição falsa-cor 3B4G5R; (c) Imagem termal (banda 6/L5) em tons de cinza (quanto mais claro mais quente o *pixel*); (d) Área indicando, em vermelho, os pixels mapeados como influência do fogo.

3.4.2. Estimativa da FRE

A **Figura 3.6** exibe o fluxograma da metodologia adotada para desenvolver o algoritmo para a estimativa em tempo quase-real da FRE. A primeira etapa (I) do algoritmo corresponde à aquisição a partir de *file transfer protocol* (FTP) ou *world wide web* (WEB) dos arquivos contendo as informações de queimadas. Entre os principais colaboradores do INPE, destacam-se: I) a *Land Surface Analysis Satellite Applications Facility* (LSA SAF) que disponibiliza os dados do Meteosat (a cada 15 minutos) em tempo quase-real a partir de um ftp; II) o *Cooperative Institute for Meteorological Satellite Studies* (CIMSS) da *University of Wisconsin* (UW-Madison) que disponibiliza a partir de um website os dados do WFABBA a cada 15/30 minutos. Além dos produtos mencionados acima, pode-se adquirir os dados dos sensores MODIS (Terra e Aqua) a

partir do sistema denominado *Near Real Time - Rapid Response* (NRT-LANCE-MODIS).

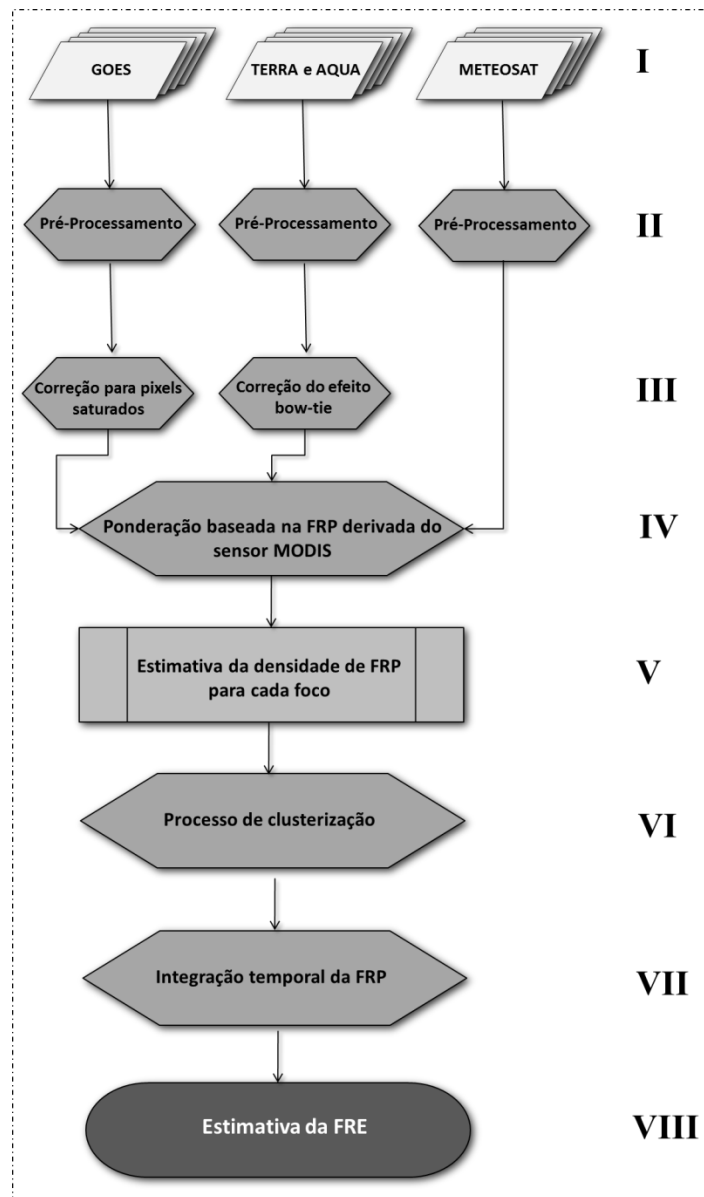


Figura 3.6 - Fluxograma adotado para a estimativa da FRE.

Para cada produto adquirido, realiza-se um pré-processamento (etapa II) para transformar os produtos em diferentes formatos no padrão *American Standard Code for Information Interchange* (ASCII) contendo as mesmas informações (mesmo número de colunas). Os dados Meteosat são disponibilizados no formato *Hierarchical Data Format* versão 5 (HDF5), enquanto que os dados MODIS são disponibilizados em HDF4. Neste caso, ambos são processados na linguagem de programação *Interactive*

Data Language (IDL) ou em programas FORTRAN desenvolvidos em parceria com o grupo GMAI/CPTEC.

3.4.2.1. Pré-Processamento dos dados MODIS

No pré-processamento dos dados contendo a FRP provenientes dos produtos MOD14 e MYD14, os pixels com baixa confiabilidade (menor que 30%) são eliminados e a área do *pixel* é calculada (Equação 3.1-3.2; ICHOKU; KAUFMAN, 2005). Além disso, devido às características geométricas do sensor MODIS, o aumento do ângulo de visada ocasiona uma sobreposição da área imageada que irá formar determinado *pixel*, efeito denominado *bow-tie*. A principal influência do efeito *bow-tie* nas estimativas de FRP refere-se a repetição de um mesmo foco para pixels adjacentes. Como o efeito *bow-tie* é maior em direção as bordas da imagem, ou seja, mais afastado do NADIR, um foco de queimada pode ser representado em dois ou três pixels adjacentes quando o mesmo localiza-se em ângulos de visada maiores que 40° (FREEBORN et al., 2011).

$$A_{real} = \left\{ R_e \cdot S \left[\frac{\cos \theta}{\sqrt{(R_e/r)^2 - \sin^2 \theta}} - 1 \right] \right\} * \left\{ [r \cdot S (\cos \theta - \sqrt{(R_e/r)^2 - \sin^2 \theta})] \right\} \quad (3.1)$$

$$\theta = \left(-\frac{1}{2} N \cdot S + \frac{1}{2} S + (i - 1) S \right) \quad (3.2)$$

em que R_e é igual ao raio da Terra (6378,13 km); h a altitude do sensor (705 km), r é a soma de $R_e + h$; $S = p/h$, sendo que p representa a resolução espacial do *pixel* no NADIR em km; θ é o ângulo de varredura calculado para um dado *pixel* i e N é o número da coluna do *pixel*.

Para eliminar os efeitos bow-tie nas estimativas de FRP pode-se utilizar alguns ajustes com o intuito de minimizar a replicação dos focos de queimada, decorrentes da sobreposição da área imageada. Na literatura encontram-se disponíveis algumas equações para corrigir este efeito (FREEBORN et al., 2011; KAISER et al., 2012). Neste caso, o algoritmo que realiza o pré-processamento dos dados MODIS utiliza a equação proposta por Kaiser et. al. (2012), em que a FRP estimada pelo sensor MODIS (FRP_e) é ponderada pelo cosseno ao quadrado do ângulo de varredura (θ_i , estimado pela Equação 3.2, acima).

$$FRP_c = FRP_e \cdot \cos^2 \theta_i \quad (3.3)$$

Ao final dos procedimentos, o algoritmo do pré-processamento MODIS origina um arquivo ASCII contendo informações espaciais e características geométricas da aquisição (Longitude, Latitude, FRP, Hora de aquisição, Área do *pixel*). Nesta etapa, os nomes dos arquivos são convertidos para dia julianos (calendário que será utilizado no 3BEM_FRP).

3.4.2.2. Pré-Processamento dos dados WFABBA

No pré-processamento dos focos de queimada provenientes do WFABBA, os dados disponibilizados (em formato ASCII) são processados utilizando um algoritmo desenvolvido em FORTRAN. Nesta etapa, *pixels* com baixa confiabilidade (flag = 5) são eliminados. Todavia, ao invés de remover os *pixels* saturados, que ocorrem quando o tamanho e temperatura do fogo superam a sensibilidade do sensor em captar a radiação eletromagnética, e com isso ocasionar a perda de eventos importantes da queima de biomassa, utilizou-se uma alternativa para a estimativa da FRP baseada no método da radiância no infravermelho médio (MIR). Esta metodologia é fundamentada na premissa que a radiância espectral ($M\lambda$) emitida na banda centrada em 3,9 μm é linearmente proporcional à FRP emitida (WOOSTER, 2003; WOOSTER et al., 2005), conforme apresenta as equações 3.4 e 3.5:

$$FRP_{MIR} = \frac{Ag}{a} \sigma \int_{3,76}^{4,03} M(\lambda, T) d\lambda - M_b \quad (3.4)$$

$$M(\lambda, T) = \frac{1}{\lambda^5} \frac{c_1}{e^{\left(\frac{c_2}{\lambda T}\right)} - 1} \quad (3.5)$$

em que Ag representa a área do *pixel* proveniente do imageamento do sensor GOES Imager/GOES; a é a constante baseada na resposta espectral na banda referente ao MIR; $M\lambda$ representa a emitância radiante espectral; c_1 e c_2 são constantes ($3,74 \times 10^8 \text{ W.m}^{-2}$ e $1,44 \times 10^4 \text{ } \mu\text{m.K}$, respectivamente); λ é o comprimento de onda (μm); T representa a

temperatura (Kelvin) e M_b é a emitância radiante para o background, integrada nos comprimentos de onda da banda utilizada (110 MW, Christopher C. Schmidt, Comunicação Pessoal, 2009).

A última etapa do pré-processamento dos dados provenientes do WFABBA consiste na ponderação/calibração dos dados de FRP comparados aos dados MODIS. Xu et al. (2010) comparou valores coincidentes de FRP provenientes do MODIS e do GOES com uma diferença máxima de 10 minutos e com ângulos de visada zenital menor que 30° e percebeu que aproximadamente 90% dos valores de FRP estimados pelo GOES diferem em menos de 50% em relação aos valores do MODIS. Com base no trabalho de Xu et al. (2010), os valores de FRP estimados pelos sensores GOES *Imager* inferiores a 1000 MW são corrigidos em 17% e os valores superiores a 1000 MW são corrigidos em 41%. Ao final do pré-processamento, o algoritmo origina um arquivo ASCII contendo Longitude, Latitude, FRP, Hora de aquisição, Área do *pixel*.

3.4.2.3. Pré-Processamento dos dados Meteosat

No pré-processamento dos dados do Meteosat, os dados disponibilizados em formato HDF5 são convertidos para ASCII a partir de um programa em IDL ou FORTRAN. Neste algoritmo, os pixels com confiabilidade menor que 30% são retirados da análise. Para a ponderação dos valores de FRP baseado no sensor MODIS utilizou-se o resultado obtido por Roberts e Wooster (2008) que agruparam as estimativas de FRP simultâneas (com até seis minutos de diferença) em grades regulares de $2,5^\circ$ e analisaram as diferenças encontradas em ambos os sensores. De um modo geral, os valores do SEVERI/Meteosat subestimam os valores de FRP quando comparados com o mesmo agrupamento dos dados MODIS.

A subestimativa da FRP ocorre principalmente pela diferença entre as resoluções espaciais dos sensores, inviabilizando a detecção de pequenos focos de queimada pelo Meteosat. Em geral, os valores de FRP são subestimados entre 30-50%. Neste caso, no pré-processamento dos dados provenientes do Meteosat, os valores de FRP são corrigidos em 40%, referente à média encontrada nas análises mensais dos dados (ROBERTS et al., 2008). Ressalta-se que os mesmos autores analisaram 289 focos pontuais simultâneos (não agrupados em grades), o resultado encontrado indica que o

Meteosat superestima valores de FRP abaixo de 40MW e subestima valores maiores que 3000 MW quando comparado com o MODIS. Entretanto, é possível verificar uma boa concordância dos valores de FRP entre o intervalo compreendido entre 40 e 3000 MW. Neste algoritmo, optou-se por adotar a correção dos dados pelo valor encontrado a partir da regressão realizada pelos autores em grades de 2,5°, uma vez que o algoritmo desenvolvido realiza o agrupamento das FRPs em grades definidas pelo usuário e ao aplicar este tipo de coeficiente, aumentam-se as estimativas de FRP decorrentes de focos não-detectados devido às características do sensor.

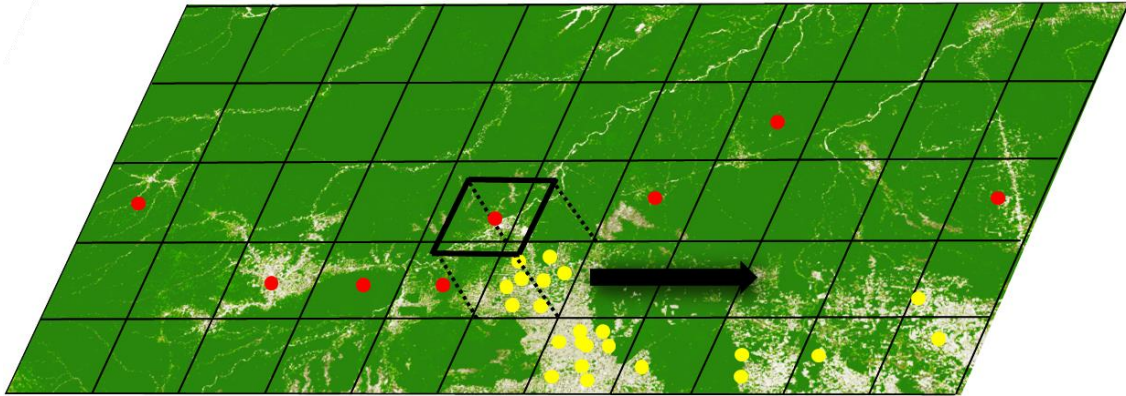
3.4.2.4. Processo de Agrupamento (FRP_{grid}) e estimativa da FRE

Após o pré-processamento dos dados MODIS, WFABBA e Meteosat originam-se inúmeros arquivos ASCII separados pelo horário de aquisição das informações da FRP. Nesta etapa o número de arquivos varia de acordo com a frequência de ocorrência das queimadas. Para cada horário com presença de focos de queimada detectado por determinado sensor, uma máscara com dimensões determinadas de acordo com a grade do modelo CCATT-BRAMS, percorre duas áreas pré-definidas (América do Sul e África; Globo) e realiza um agrupamento da FRP e da área total do *pixel*, como visualizado na **Figura 3.7**.

Este procedimento caracteriza a etapa de estimativa da densidade de FRP para cada ponto da grade regular. Nesta etapa, pode-se definir o tamanho da matriz que percorre a grade e agrupa os dados de FRP. Consequentemente, a convolução de uma máscara $\eta(\gamma, \kappa)$, de tamanho M x N (colunas x linhas), sobre a grade com os valores de FRP estimados por diferentes satélites $\xi(lon, lat)$, resultará na grade (FRP_{grid}) contendo o agrupamento de todos os focos de queimadas para um determinado passo de tempo (*timestep*) adquiridos pelos sensores disponíveis (MODIS, Goes Imager e Seviri).

$$FRP_{grid(lon, lat, t)} = \sum_{\gamma=-\alpha}^{\alpha} \sum_{\kappa=-\beta}^{\beta} \eta(\gamma, \kappa) \xi(lon + \gamma, lat + \kappa, t) \quad (3.6)$$

em que a grade resultante é definida para todos os pontos na qual a máscara de tamanho M x N sobrepõem completamente a imagem ($lon \in [\alpha, M - \alpha]$, $lat \in [\beta, N - \beta]$).



- Valores de FRP em determinado tempo
- Valores de FRP agrupados na grade regular

Figura 3.7 - Exemplo do agrupamento realizado a partir dos dados de FRP de determinado sensor baseado numa grade regular definida no CCATT-BRAMS.

A partir do agrupamento da FRP para todos os focos detectados pelos satélites Aqua, Terra, GOES-10, GOES-11, GOES-12, GOES-13, GOES-15 e Meteosat as informações da evolução temporal destes focos são armazenadas (**Figura 3.8**). Com base no coeficiente que estima a área de influência do fogo e dos valores de FRP integrados na grade, estimam-se os fluxos de energia convectiva e o tamanho da área do fogo (parâmetros utilizados pelo CCATT-BRAMS). Ainda, com base nos valores de FRP e seus respectivos horários de ocorrência para cada ponto de grade, a FRE é estimada pela seguinte fórmula:

$$FRE_{grid(lon,lat)} = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n (FRP_n + FRP_{n+1}) \cdot (T_{n+1} - T_n) \quad (3.7)$$

em que $FRE_{lon,lat}$ representa a localização geográfica (longitude e latitude) de determinado ponto da grade regular; T o intervalo entre as observações; e n representa a enésima observação. Nesta estimativa, assume-se que a distribuição espacial observada em parte da grade regular é representativa para a sua totalidade. Ainda, se na etapa de integração da FRP o intervalo entre duas aquisições for maior que 4 horas ($\Delta T > 14400$ s), assume-se a hipótese de duas ou mais queimadas independentes, iniciando, desta forma, a integração novamente a partir do $\mathbf{T} = 0$.

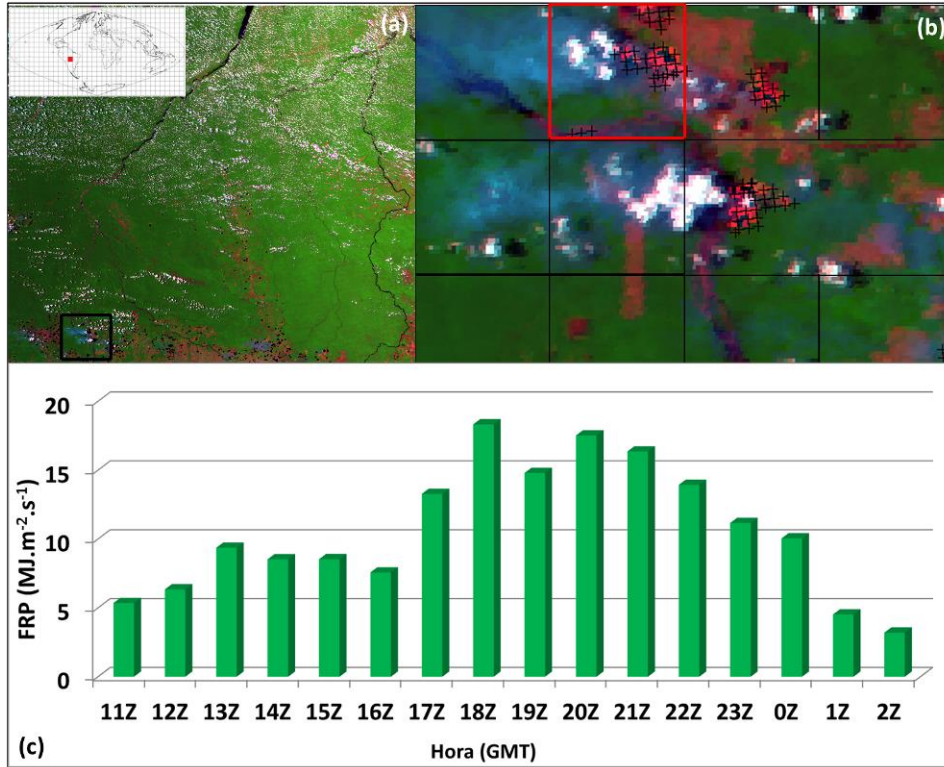


Figura 3.8 - a) Imagem de sensor MODIS/Aqua, composição 1B2G7R, caracterizando os focos de queimada ocorridos no dia 29 de setembro de 2007 (em preto) no arco do desmatamento; b) Área com os focos de queimada detectados e disponibilizados pelo produto MYD14 e quadrículas definidas pela máscara de convolução; e c) Caracterização do ciclo de vida referente aos focos encontrados na quadrícula vermelha e utilizados para a integração da potência radiativa do fogo (FRP, MJ.s-1) ao longo da série temporal.

3.4.3. Simulações no CCATT-BRAMS

O CCATT, modelo de transporte acoplado ao BRAMS, é um modelo numérico que simula e estuda os processos e transportes associados à emissão de queima de biomassa. O transporte dos gases traço e aerossóis são feitos simultaneamente com a evolução do estado atmosférico, utilizando os mesmos tempos de simulação e as mesmas parametrizações dinâmicas e físicas da atmosfera. A equação de conservação de massa para o CO e para o PM_{2,5µm} é calculada, sob a forma de equação de tendência, expressa pela seguinte equação (FREITAS et al., 2009):

$$\frac{\partial \bar{s}}{\partial t} = \underbrace{\left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t}\right)_{adv}}_I + \underbrace{\left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t}\right)_{D,CLP}}_{II} + \underbrace{\left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t}\right)_{conv\ prof}}_{III} + \underbrace{\left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t}\right)_{conv\ rasa}}_{IV} + \underbrace{\left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t}\right)_{CO}}_V + \underbrace{W_{PM_{2,5\mu m}}}_{VI} + \underbrace{R}_{VII} + \underbrace{Q_{plume-rise}}_{VIII} \quad (3.8)$$

em que \bar{v} representa a taxa média de mistura do aerossol ou gás traço na grade do modelo; o termo I é o transporte 3-d (advecção pelo vento); o termo II é o transporte turbulento na camada limite planetária; os termos III e IV estão relacionados com o transporte associado com a convecção profunda e rasa, respectivamente; o termo V está relacionado com o tempo de vida do CO na atmosfera; o termo VI está associado com a remoção convectiva úmida para o material particulado com diâmetro menor que $2,5\mu\text{m}$; o termo VII refere-se a remoção seca genérica e/ou transformações químicas que ocorrem na atmosfera; e o termo VIII é a fonte de emissão associada com o processo de queima de biomassa, que inclui o mecanismo de levantamento de plumas denominado *Plume-rise* (FREITAS et al., 2009; LONGO et al., 2010).

Para simular a injeção de gases traços e aerossóis na atmosfera, o CCATT-BRAMS utiliza o modelo *Brazilian Biomass Burning Emission Model* (3BEM), responsável por estimar, entre outros parâmetros, a quantidade de biomassa queimada e suas respectivas emissões. O 3BEM foi desenvolvido por Longo et al. (2010) e trata os focos de queimada diários estimados por diversos sensores. No 3BEM, os focos repetidos são eliminados e a área queimada é estimada, estas informações são cruzadas com o mapa de uso e cobertura da terra desenvolvido por Belward (1996) e Sestini et al. (2003) para fornecer os fatores de emissão para cada espécie. A quantidade de biomassa é estimada pelo carbono presente na vegetação viva a partir dos dados de Olson et al. (2000) e Houghton et al. (2001). Desta forma, para um dado *pixel* do modelo, a fonte de emissão total para determinada espécie e sua variação ao longo do dia é estimada por:

$$Q_{plumerise}^{[\epsilon]}(t) = \frac{gf(t)}{p_0 \Delta V} \cdot (EF^{[\epsilon]} \cdot BB) \quad (3.9)$$

em que t representa o tempo (s); $gf(t)$ é a função gaussiana centrada no período de máxima emissão de queimadas (17:45 UTC) utilizada para simular o ciclo diurno; p_0 está relacionado com a densidade do ar; ΔV é o volume do *pixel*; EF representa o fator de emissão para uma determinada espécie (ϵ); e BB é a biomassa consumida pelo fogo estimada a partir do 3BEM.

Neste trabalho, adaptou-se o modelo 3BEM para assimilar os dados de FRE, área queimada e energia convectiva. Assim, a Equação 3.9 pode ser expressa, em termos da FRE:

$$Q_{plumerise}^{[\epsilon]}(t) = \frac{gf(t)}{p_0 \Delta V} \cdot (EF^{[\epsilon]} \cdot \vartheta \cdot FRE_{grid(lon,lat)}) \quad (3.10)$$

em que ϑ representa o coeficiente relacionado com o consumo de biomassa (1,37 kg.MJ⁻¹, KAISER et al., 2012) e $FRE_{grid(lon,lat)}$ corresponde aos valores de energia liberada pelo fogo estimados pelo algoritmo desenvolvido neste trabalho.

3.4.4. Avaliação dos inventários e trabalho de campo

O Estado do Acre, localizado na porção oeste da Amazônia Brasileira (**Figura 3.9**), apresenta três regiões fitoecológicas distintas: I) áreas de Campinarana, vegetação arbustiva e floresta sem palmeiras no noroeste do Estado; II) Florestas aluviais com dossel emergente, no noroeste e na região central do Estado (próxima a divisa com o Estado do Amazonas); III) Floresta Ombrófila Aberta, principal fitoregião do Acre, localizada em todo o Estado, apresentando a formação Aluvial com palmeiras, formação Submontana com dossel emergente, a formação de terras baixas com dossel uniforme e emergentes, e formação Aluvial com a presença de palmeiras e bambus. Além disso, o Estado do Acre apresenta áreas antrópicas, compostas principalmente de pastagem para o gado e áreas de vegetação secundária, localizada em áreas associadas à pastagem (IBGE, 2005).

No inventário das áreas queimadas para os anos 2010 e 2011 utilizaram-se as imagens do sensor TM/LANDSAT 5. As estimativas foram derivadas a partir da seleção de todas as imagens disponíveis para a época seca que apresentavam cicatrizes de queimadas para os anos analisados (15 órbitas/ponto e 56 imagens). Inicialmente, as imagens foram georreferenciadas e inseridas no aplicativo SPRING (CÂMARA, 1995). Estas foram classificadas manualmente a partir da vetorização da imagem segmentada (similaridade 12 e área mínima 8) e correção matricial, evitando assim erros de omissão e inclusão. Para validar as áreas queimadas, dois campos foram realizados com o intuito de verificar 33 pontos localizados próximos a Rio Branco (pontos marcados na **Figura 3.9**)

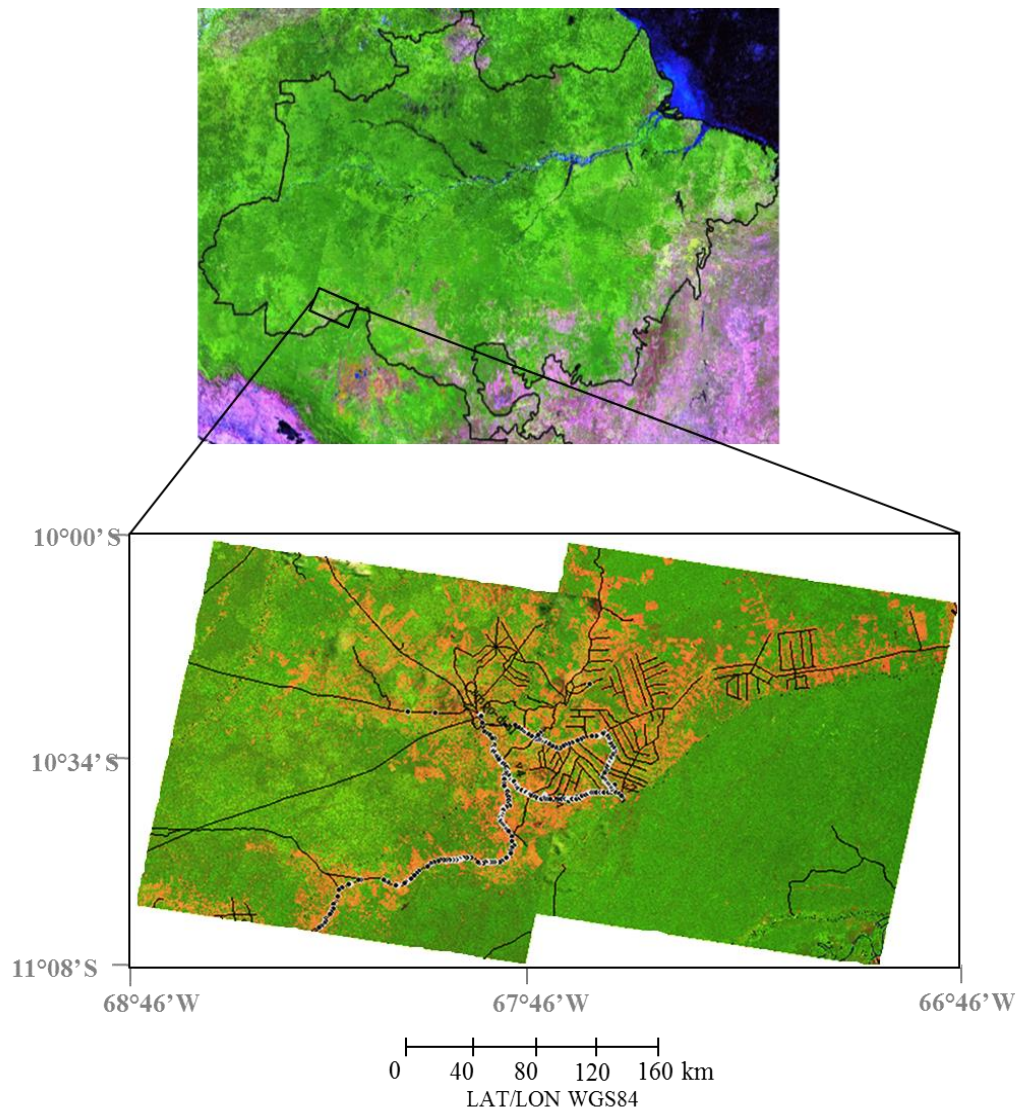


Figura 3.9 - Trabalho de campo realizado no Estado do Acre, utilizado para a validação das áreas queimadas e avaliação dos inventários das áreas queimadas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Climatologia e estimativa da área com influência do fogo (flaming/smoldering)

A **Figura 4.1** mostra a distribuição espacial das áreas com a presença de fogo ativo, obtida pelo processamento de 4700 imagens. A partir destes pontos realizaram-se os processamentos para a determinação da climatologia da área de fogo ativo, correspondente apenas à fração chamas, para diferentes formações vegetais. Ressalta-se que algumas cenas selecionadas não puderam ser estimadas devido à presença de nuvens e ausência de áreas com plumas. Desta forma, das 79 cenas selecionadas pela amostragem aleatória estratificada, apenas 68 apresentaram observações de fogo ativo, contabilizando aproximadamente 800 pontos, espalhados pelo Brasil, Bolívia e Paraguai. Percebe-se que as maiores concentrações dos pontos estão localizadas nas órbitas/pontos 220/65, 224/65, 223/66, 220/67 e 220/75.

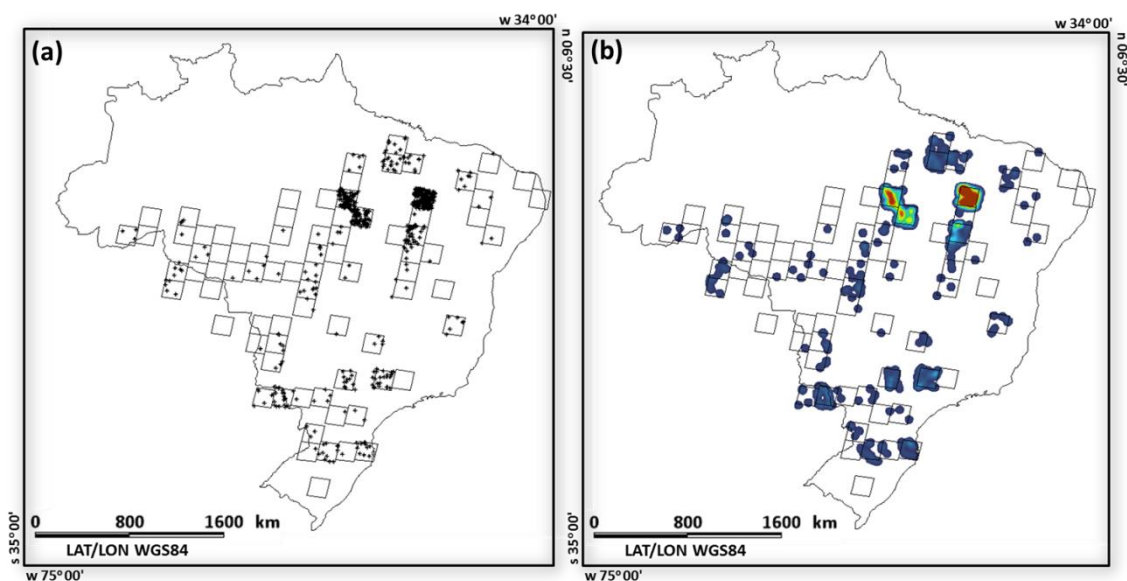


Figura 4.1 - (a) Pontos contendo informações sobre a estimativa de área com fogo ativo de 1985 a 2010; (b) Estimador de densidade por Kernel, indicando em vermelho as maiores concentrações de pontos.

A **Figura 4.2** mostra os valores das estimativas de área de fogo ativo a partir dos 800 pontos coletados com o auxílio das imagens dos sensores TM/Landsat 5 e

ETM+/Landsat 7. Observa-se que os tamanhos das áreas variam de acordo com a formação vegetal e uso do solo. Para áreas de Floresta (**Figura 4.2A**), como, por exemplo, a Floresta Amazônica e a Floresta Ombrófila Densa (Mata Atlântica), aproximadamente 50% das amostras possuem valores entre 1170 e 4042 m². Ainda, 90% das amostras apresentam valores até 7000 m², na qual, o valor médio de área de fogo ativo foi estimado em 4500 m². Porém, para áreas de floresta é comum encontrar valores que podem superar 20.000 m².

Para regiões onde o uso do solo é predominantemente composto por áreas agrícolas e áreas de pastagem (**Figuras 4.2B e 4.2C**), os valores médios encontrados para a área de fogo ativo correspondem a aproximadamente 13.000 m² e 14.000 m², respectivamente. Para regiões agrícolas e de pastagem aproximadamente 83% dos valores estimados correspondem a áreas em processo de combustão de até 20.500 m².

A **Figura 4.2D** mostra os valores encontrados para fisionomias vegetais predominantemente compostas por vegetação herbáceo-arbustiva. Percebe-se que aproximadamente 78% dos valores encontrados correspondem às áreas de até 11.000 m², com valores médios de 9600 m². Ainda, a classe composta por vegetação herbáceo-arbustiva apresenta valores com pouca variação nas observações, porém, é comum encontrar áreas na qual o fogo ativo possa alcançar 70.000 m².

Entre as categorias analisadas as áreas de Florestas, relativas à Floresta Amazônica, Floresta Ombrófila Densa e Florestas Estacionais Semidecíduais apresentaram os menores valores de fogo ativo (variando entre 2.000 m² e 7.000 m²). Ressalta-se que estas estimativas estão relacionadas com a frente de fogo, uma vez que é comum encontrar pequenas frentes de fogo em áreas com grande concentração de biomassa. Ao contrário, áreas de vegetação rasteira possuem frentes de fogo que podem superar 70.000 m². Uma vez que a quantidade de biomassa encontrada nestas regiões é muito baixa, fatores como a velocidade do vento e a umidade presente na biomassa vegetal podem espalhar o fogo para áreas adjacentes, consumindo rapidamente a biomassa presente acima do solo e criando grandes frentes de fogo.

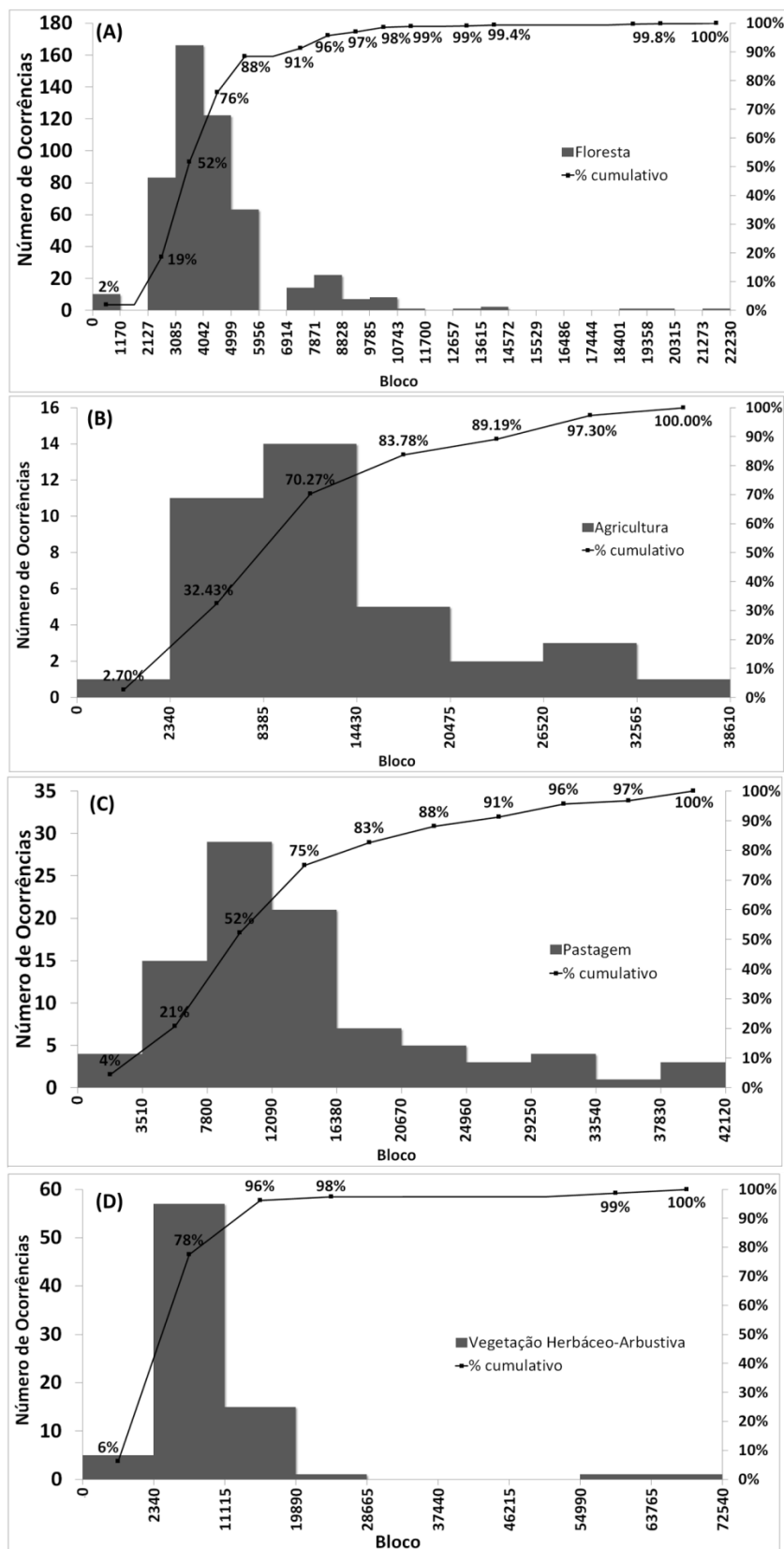


Figura 4.2 - Distribuição do tamanho da área de fogo ativo e frequência cumulativa do número de ocorrências para: (A) Floresta; (B) Agricultura; (C) Pastagem; e (D) Vegetação Herbáceo-Arbustiva.

A **Figura 4.3** mostra dois exemplos de mapas temáticos que podem ser utilizados em modelos de qualidade do ar que necessitam da estimativa da área de fogo ativo para calcular a injeção da pluma na atmosfera. Os valores obtidos, referentes à ponderação da média pelo desvio padrão, correspondem à extrapolação das estimativas obtidas pela amostragem aleatória estratificada para todas as classes de uso e cobertura da terra presentes nos produtos derivados de satélites ambientais como, por exemplo, o AVHRR/NOAA (GLCC) e MODIS/EOS (MCD12) para os anos de 1992 e 2011, respectivamente.

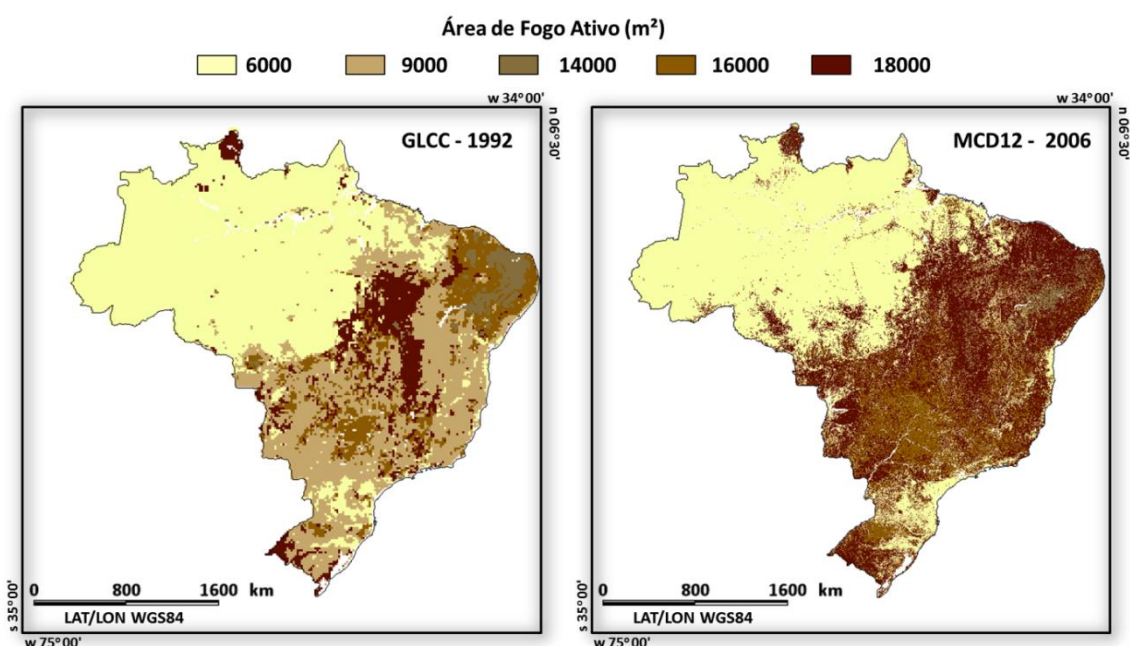


Figura 4.3 - Mapa com as estimativas de fogo ativo para o Brasil a partir dos produtos derivados de satélite GLCC (1992) e MCD12 (2006).

A **Figura 4.4** mostra a relação entre o tamanho de fogo, estimado a partir de observações de áreas em processo de combustão presentes nas imagens dos sensores TM/Landsat 5 e ETM+/Landsat 7, e a potência radiativa do fogo estimada pelos produtos MOD14/Terra e WFABBA/GOES no horário de aquisição das imagens, para regiões do Brasil em que a cobertura do solo é predominantemente composta por Florestas Ombrófilas, Florestas Deciduais ou Florestas Semideciduais. Para cada regressão realizada, analisou-se o grau de incerteza do modelo em relação ao coeficiente angular e sua respectiva correlação, adotando-se a técnica proposta por Efron (1982).

Nesta, a partir de um universo amostral de 10.000, a curva original dos dados é reconstruída e os parâmetros para avaliar o intervalo de confiança para o coeficiente angular e para a correlação do modelo são fornecidos.

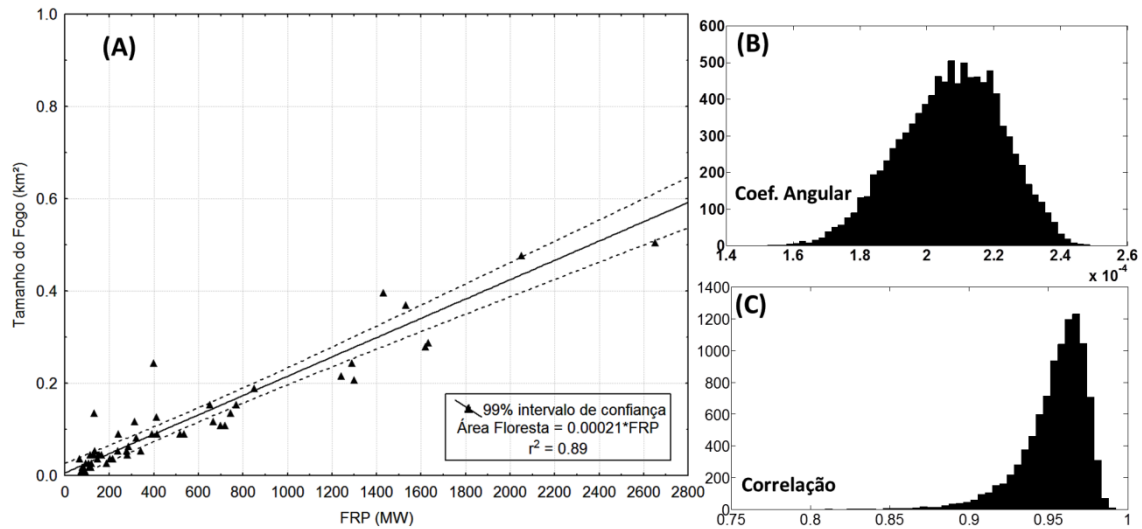


Figura 4.4 - (A) Relação entre a área de influência do fogo, composta pelas componentes chamas e brasas, para regiões de Florestas Ombrófilas, Florestas Deciduais ou Florestas Semideciduais, estimado a partir de imagens TM e ETM+, e a potência radiativa do fogo simultânea à observação, provenientes dos produtos MOD14 e WFABBA; (B) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação ao coeficiente angular; e (C) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação à correlação.

Para áreas de Florestas Ombrófilas, Florestas Deciduais ou Florestas Semideciduais encontrou-se uma correlação de aproximadamente 94% (significante a $p < 0.01$, teste t-student) entre a área com influência do fogo, composta pela fração chama (*flaming*) e fração brasa (*smoldering*), e a potência radiativa do fogo estimada pelos satélites, variando entre 90% e 99% (Figura 4.4C). Nestas áreas, o coeficiente que relaciona ambas as variáveis encontra-se entre $1,6 \times 10^{-4}$ e $2,4 \times 10^{-4} \text{ km}^2 \cdot \text{MW}^{-1}$ (Figura 4.4B), com a maior probabilidade de ocorrência em $2,1 \times 10^{-4} \text{ km}^2 \cdot \text{MW}^{-1}$.

Assim como na análise climatológica das áreas de fogo ativo para regiões de Florestas que apresentam plumas (Figura 4.2A), este tipo de formação vegetal apresenta a menor estimativa de área em processo de combustão. Porém, para estas regiões, uma menor área libera uma maior quantidade de energia radiativa devido à quantidade de biomassa disponível no processo. Para áreas de Florestas Ombrófilas, Florestas Deciduais ou

Florestas Semidecíduais foram analisadas 54 observações simultâneas entre 2000 e 2010, que compõem regiões de Floresta Amazônica, Florestas alagáveis do Pantanal Sul-mato-grossense e áreas de Mata Atlântica no Sul e Sudeste do Brasil. Para estas regiões, os valores de potência radiativa do fogo variaram entre 66 e 2650 MW, que corresponderam a regiões com poucas áreas em processo de combustão e regiões na qual existiam diversas queimadas nas áreas correspondentes ao imageamento de determinado sensor.

Como observado na **Figura 4.5**, para regiões com o predomínio de vegetação herbáceo-arbustiva, encontrou-se uma correlação de aproximadamente 90% (significante a $p < 0.01$, teste t-student) entre a área de influência do fogo e a potência radiativa do fogo estimada pelos produtos MOD14/Terra e WFABBA/GOES, com valores entre 75% e 99% (**Figura 4.5C**). Nestas áreas, o coeficiente que relaciona ambas as variáveis encontra-se principalmente entre $1,5 \times 10^{-4}$ e $2,5 \times 10^{-4} \text{ km}^2 \cdot \text{MW}^{-1}$ (**Figura 4.5B**), com a maior probabilidade de ocorrência em $2,2 \times 10^{-4} \text{ km}^2 \cdot \text{MW}^{-1}$.

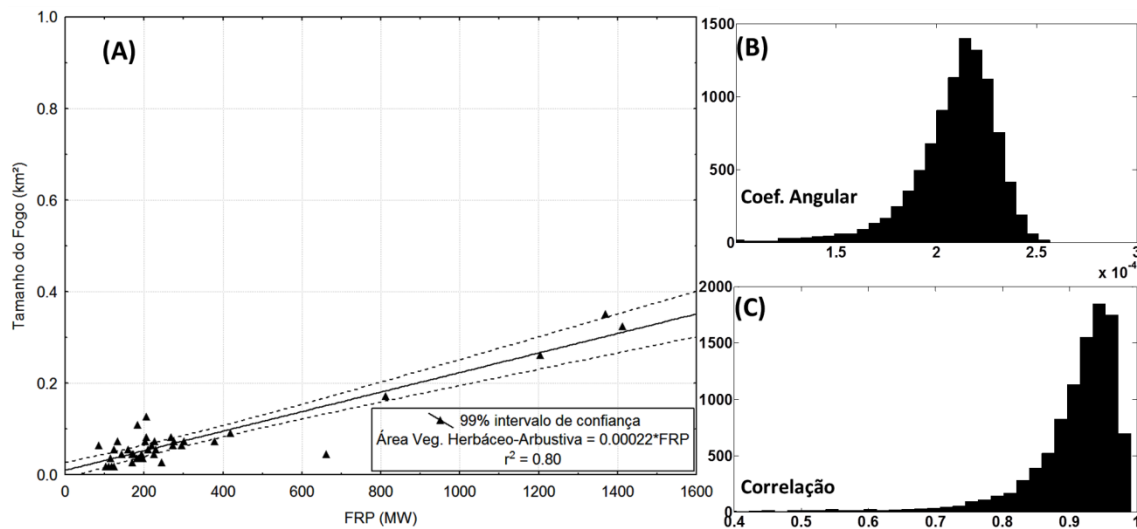


Figura 4.5- (A) Relação entre a área de influência do fogo, composta pelas componentes chamadas e brasas, para regiões de vegetação herbáceo-arbustiva, estimada a partir de imagens TM e ETM+, e a potência radiativa do fogo simultânea à observação, provenientes dos produtos MOD14 e WFABBA; (B) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação ao coeficiente angular; e (C) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação à correlação.

Assim como na análise climatológica das áreas de fogo ativo para regiões de vegetação herbáceo-arbustiva (**Figura 4.2D**), este tipo de formação vegetal apresenta um comportamento similar às áreas de Floresta. Para esta classe, foram analisadas 41 observações entre 2000 e 2010, que compõem regiões de regeneração no Bioma Amazônia, Pastos sujos do Pantanal Sul-mato-grossense, áreas de Cerrado no Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, e na Caatinga presente nos Estados de Pernambuco, Ceará e Bahia.

A **Figura 4.6** exhibe a correlação encontrada para áreas agrícolas. Nestas áreas, a regressão linear entre a área de influência do fogo e a potência radiativa do foco estimada pelos produtos MOD14/Terra e WFABBA/GOES corresponde a uma correlação de aproximadamente 95% (significante a $p < 0.01$, teste t-student), variando entre 80% e 99% (**Figura 4.6C**). Em áreas agrícolas o coeficiente que estima o tamanho do fogo a partir da FRP varia entre $2,2 \times 10^{-4}$ e $3,3 \times 10^{-4} \text{ km}^2 \cdot \text{MW}^{-1}$ (**Figura 4.6B**), com a maior probabilidade de ocorrência em $2,6 \times 10^{-4} \text{ km}^2 \cdot \text{MW}^{-1}$.

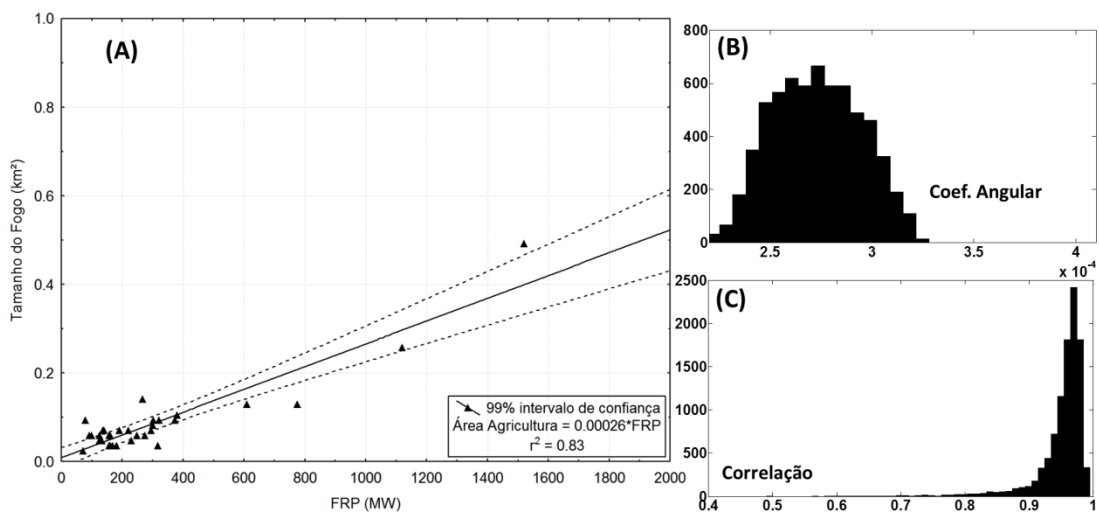


Figura 4.6- (A) Relação entre a área de influência do fogo, composta pelas componentes chamadas brasas e cinzas, para regiões agrícolas, estimada a partir de imagens TM e ETM+, e a potência radiativa do fogo simultânea à observação, provenientes dos produtos MOD14 e WFABBA; (B) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação ao coeficiente angular; e (C) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação à correlação.

Do mesmo modo que os resultados encontrados na análise climatológica das áreas de fogo ativo para áreas agrícolas (**Figura 4.2B**), este tipo de uso do solo apresenta um

comportamento distinto das áreas de floresta e vegetação herbáceo-arbustiva. Para esta classe, foram analisados 33 pontos entre 2000 e 2010, que compõem regiões de cana-de-açúcar em São Paulo, regiões agrícolas no Rio Grande do Sul, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Tocantins e Minas Gerais, além de áreas presentes na Bolívia e Paraguai. O coeficiente para estimar a área do fogo para áreas agrícolas é aproximadamente 24% maior que o encontrado para regiões de Floresta e 18% maior que o mesmo coeficiente utilizado para estimar o tamanho do fogo em áreas de vegetação herbáceo-arbustiva. Tal fato é atribuído à quantidade de biomassa presente no processo de renovação de áreas agrícolas, que apresenta uma baixa quantidade de biomassa e processo de combustão rápido.

Como visualizado na **Figura 4.7**, para áreas de pastagem/gramíneas encontrou-se uma correlação de aproximadamente 92% (significante a $p < 0.01$, teste t-student) entre a área de influência do fogo e a potência radiativa do foco estimada pelos produtos MOD14/Terra e WFABBA/GOES, variando entre 80% e 99% (**Figura 4.7C**). Em áreas de pastagem/gramíneas o coeficiente que estima o tamanho do fogo a partir da FRP varia entre $2,5 \times 10^{-4}$ e $3,8 \times 10^{-4} \text{ km}^2 \cdot \text{MW}^{-1}$ (Figura 7B), com a maior probabilidade de ocorrência em $2,9 \times 10^{-4} \text{ km}^2 \cdot \text{MW}^{-1}$.

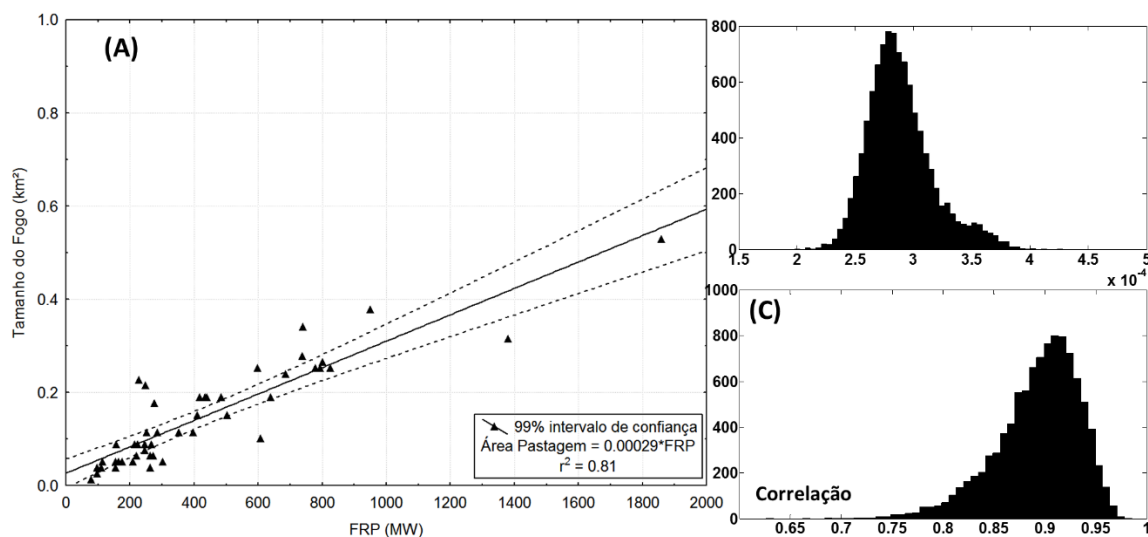


Figura 4.7- (A) Relação entre a área de influência do fogo, composta pelas componentes chamadas e brasas, para regiões de pastagem e gramíneas, estimada a partir de imagens TM e ETM+, e a potência radiativa do fogo simultânea à observação, provenientes dos produtos MOD14 e WFABBA; (B) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação ao coeficiente angular; e (C) Grau de incerteza do modelo de regressão em relação à correlação.

Do mesmo modo que os resultados encontrados na análise climatológica (**Figura 4.2C**), este tipo de uso e cobertura do solo possui um comportamento distinto das áreas de floresta e vegetação herbáceo-arbustiva, apresentando característica similar às áreas agrícolas. Para áreas de pastagem/gramíneas, foram analisados 47 pontos entre 2000 e 2010, que compõem regiões do Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Minas Gerais, São Paulo, Santa Catarina, Pará, assim como, áreas desmatadas no Bioma Amazônia. O coeficiente para estimar a área do fogo para áreas de pastagem/gramíneas é aproximadamente 38% maior que o encontrado para áreas de Floresta e 31% maior que o mesmo coeficiente utilizado para estimar o tamanho do fogo em áreas de vegetação herbáceo-arbustiva e 11% maior que o coeficiente empregado em áreas agrícolas.

4.2. Estimativa da FRE: estudos de casos

A **Figura 4.8** exibe a distribuição espacial da FRE para a América do Sul para o período compreendido entre 1997 e 2011, estimada a partir dos dados dos satélites GOES (1997-2011), Aqua (2002-2011), Terra (2000-2011) e Meteosat (2008-2011). De um modo geral, os maiores valores de FRE estão localizados na borda da Floresta Amazônica, região conhecida como arco do desmatamento, pois é nesta região que ocorrem os principais processos de extração vegetal e posterior expansão agropecuária. Em muitas áreas da Amazônia, a energia média anual pode chegar a valores superiores a $0,07 \text{ MJ.m}^{-2}$. Desta forma, considerando a área do *pixel* (400 km^2), pode-se dizer que a energia liberada equivale a aproximadamente $0,2 \text{ PJ.ano}^{-1}$ em algumas regiões. Conseqüentemente, integrando-se todos os valores, obtém-se aproximadamente 400 PJ para o Bioma Amazônia, valores próximos ao estimado por Kaiser et al. (2012).

Na **Figura 4.8** é possível verificar que os valores de FRE apresentam uma variabilidade temporal e espacial decorrente dos processos econômicos (EWERS et al., 2008) e dos fatores climáticos (GOOD et al., 2008). Em grande parte da América do Sul, a época de queimadas ocorre principalmente na estação seca, entre julho e outubro (para a região central do continente), com algumas incidências de queimadas na transição da estação seca para a estação chuvosa. Entre os anos com uma maior incidência de focos e consumo de biomassa pelo fogo, pode-se destacar 2002, 2005 e 2007. Nestes, a distribuição espacial da FRE localizam-se principalmente nos estados brasileiros do

Mato Grosso, Pará e Rondônia, que compõem o eixo de expansão agrícola e pecuária do Brasil.

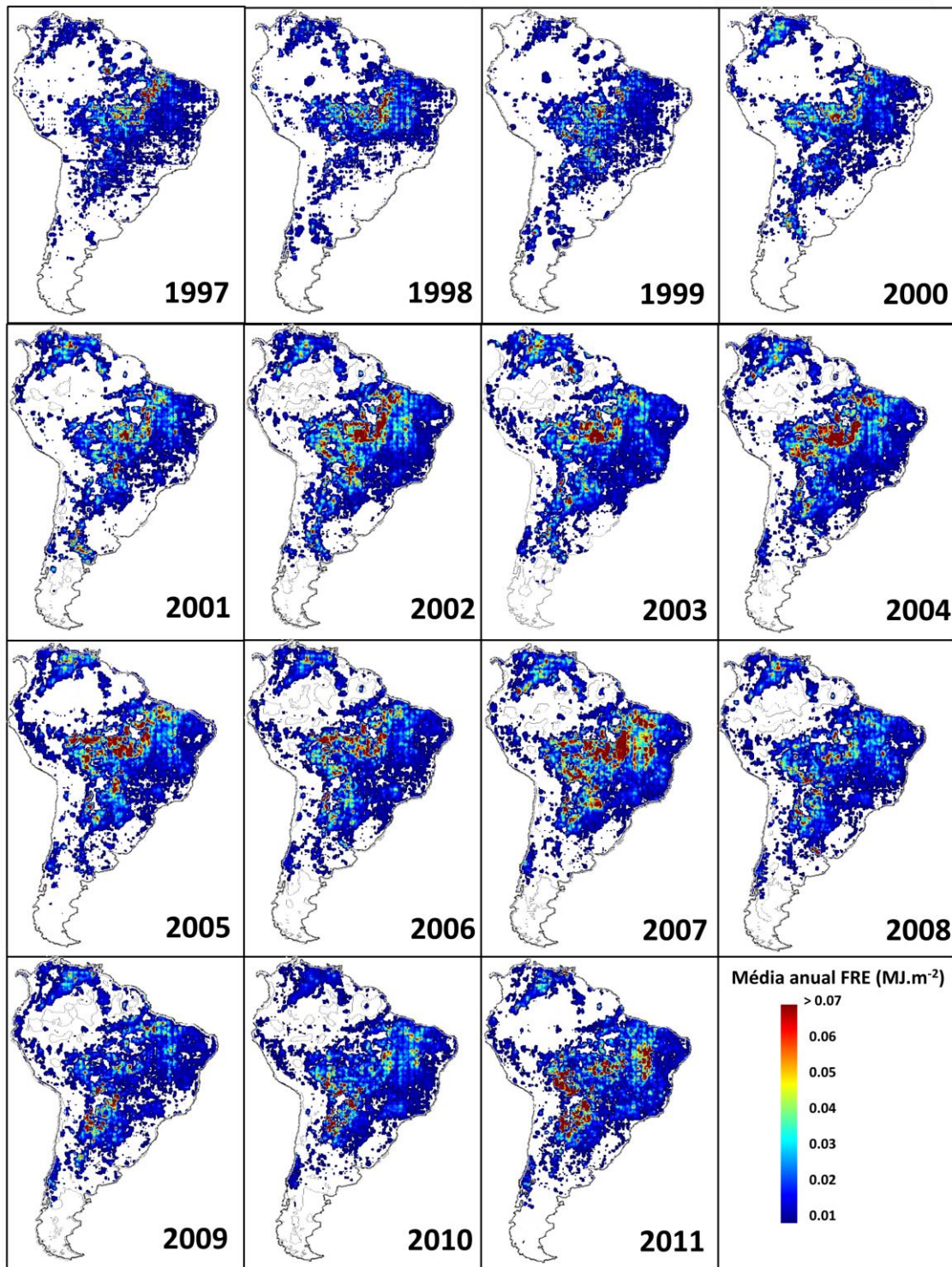


Figura 4.8 - Distribuição espacial da FRE (MJ.m⁻²) para a América do Sul para o período entre 1997 e 2011, estimada a partir do somatório das FRE diárias para cada ano.

Na série temporal de FRE é possível verificar episódios anômalos de queimadas no Bioma Amazônia (Figura 4.9), como por exemplo: I) o ocorrido para o Acre em 2005, superando consideravelmente a média anual para a região; II) a intensa liberação de energia ocorrida em 2003 e 2007 no estado de Roraima. Além disto, percebe-se que nos anos mais chuvosos, a energia liberada diminui consideravelmente em todas as regiões, como observado em 2008-2009. Ainda, nos últimos 16 anos o Mato Grosso (MT) é a região com o maior número de queimadas, superando $1,3 \times 10^6$ focos, seguido pelo Estado do Pará (PA) com $0,9 \times 10^6$ focos.

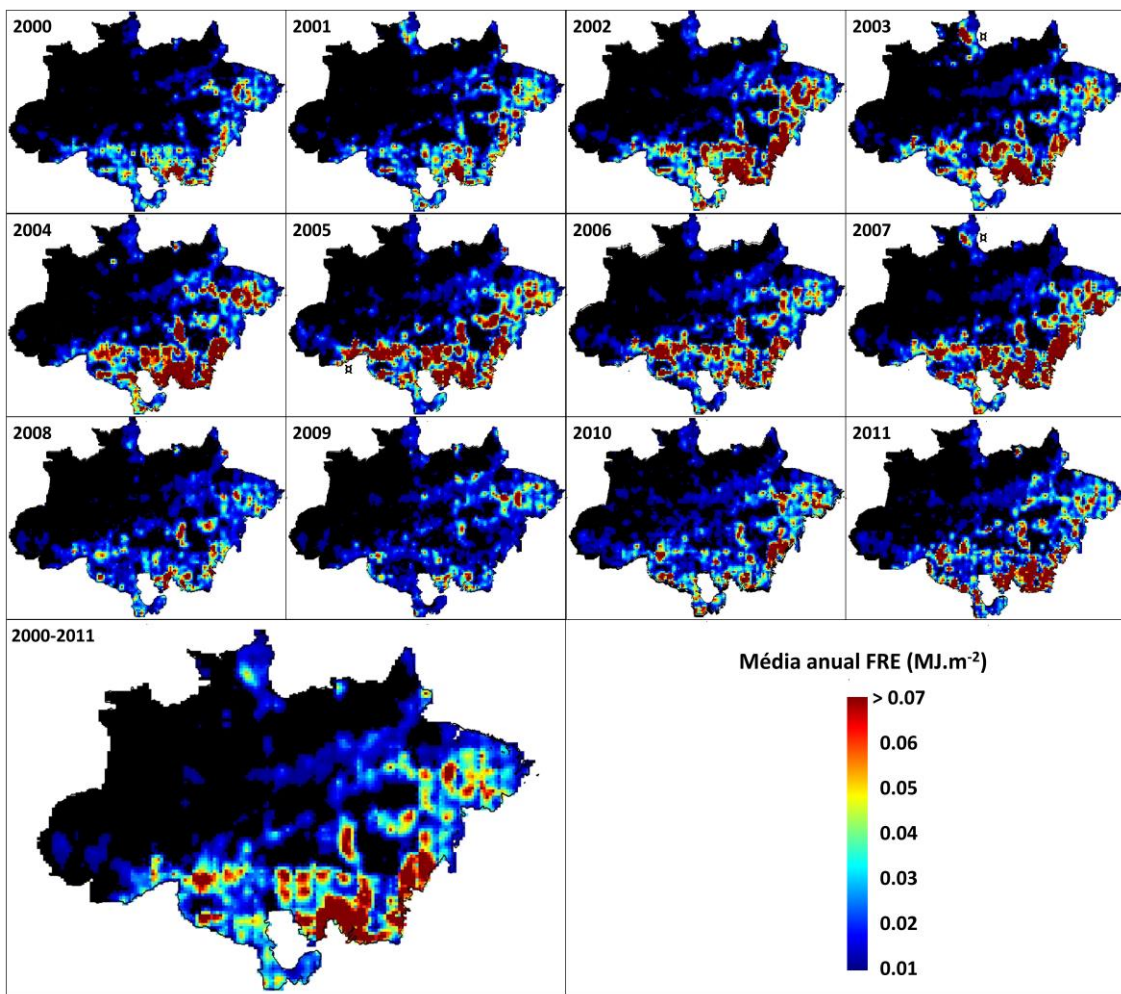


Figura 4.9 - Distribuição espacial da FRE (MJ.m⁻²) para o Bioma Amazônia para o período entre 2000 e 2011, estimada a partir do somatório das FRP provenientes do MODIS e GOES (série temporal compatível) para cada ano e média dos últimos 12 anos.

A Figura 4.10 exibe a distribuição espacial da FRE (em MJ.m⁻²) para o Bioma Pantanal entre 1997 e 2011. Os valores de FRE estão intrinsecamente relacionados com o

consumo de biomassa e com a emissão de gases traços e aerossóis carbonáceos. Para o período de 15 anos, percebe-se uma alta variabilidade espacial dos valores de FRE, com destaque para os anos de: 1999, 2001, 2002, 2005 e 2007. Nestes, os valores médios anuais de FRE podem superar $0,03 \text{ MJ.m}^{-2}$, e como os dados estão integrados em grades de 20 km, pode-se dizer que a energia liberada em uma área de $4 \times 10^8 \text{ m}^2$ equivale a aproximadamente 0,015 PJ anuais. Recentemente, estimou-se que a energia liberada anualmente pelas queimadas na América do Sul encontra-se na faixa entre 200 e 500 PJ, com valores para o Bioma Amazônico (que compreende áreas com grande quantidade de biomassa vegetal) superiores a 0,2 PJ por ponto de grade.

Na **Figura 4.10**, percebe-se uma acentuada dinâmica na distribuição e intensidade dos focos de queimada no Bioma Pantanal durante o período analisado. Porém, é comum encontrar anos com características semelhantes, como, por exemplo, 1998, 2000, 2003, 2006, 2008 e 2010, que apresentam valores baixos de FRE. Entre os principais fatores que contribuem para a variação na distribuição anual da FRE pode-se citar a distribuição mensal da precipitação no ano. Desta forma, se nos meses secos ocorrer uma anomalia negativa na precipitação, a incidência de focos de queimada no Pantanal aumentará influenciando no total de energia liberada.

Entre as áreas que possuem os maiores valores de FRE destacam-se o município de Corumbá-MS, Porto Murtinho-MS, Cáceres-MT, Poconé-MS e Barão do Melgaço-MT. Nestes municípios, em 15 anos, as queimadas emitiram entre $0,015$ e $0,03 \text{ MJ.m}^{-2}$. De um modo geral, as queimadas estão localizadas na porção Norte/Noroeste do Bioma e na porção Centro-Sul, com algumas áreas ao longo do leque do Rio Taquari. Entre os principais usos que compõem as áreas com grande incidência de queimadas, destacam-se: a) áreas de pecuária e agricultura nas regiões noroeste e norte do Bioma; b) regiões de formações pioneiras e savana estépica na porção centro-oeste; c) áreas de savana na porção central do Bioma; e d) áreas de pecuária/agricultura no extremo sul.

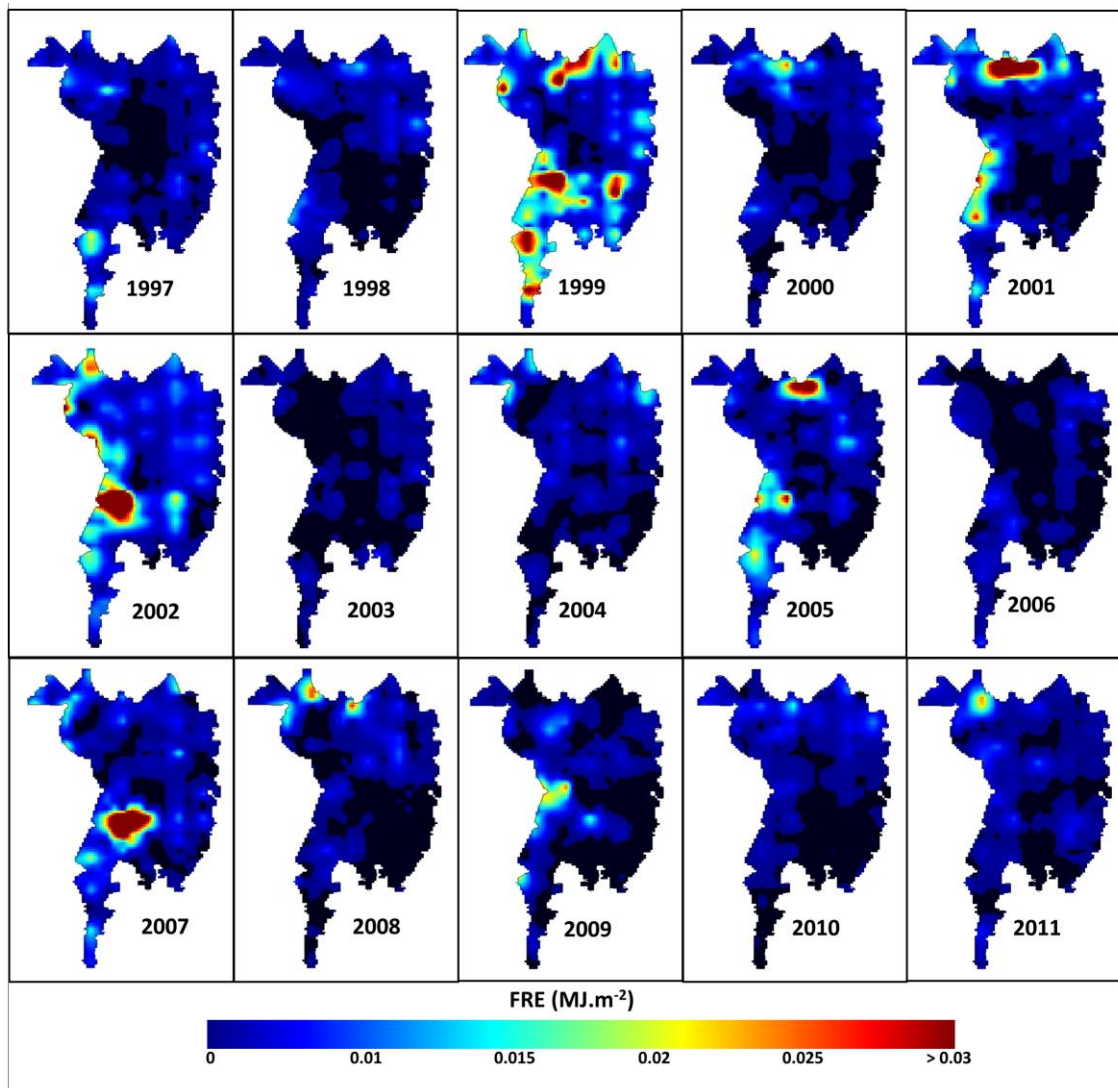


Figura 4.10 - Distribuição espacial da FRE (em MJ.m⁻²) para o Bioma Pantanal para o período compreendido entre 1997 e 2011.

A **Figura 4.11** mostra um exemplo da integração temporal dos dados de FRP para duas queimadas ocorridas no ano de 2002 no Bioma Pantanal. A **Figura 4.11a** exibe uma imagem do sensor *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) do Landsat 7 para a data de 02/06/2002, anterior à queimada. A **Figura 4.11b** mostra a imagem do sensor ETM+/Landsat 7 para a data de 27/08/2002, em que é possível visualizar as cicatrizes de queimada em tons de roxo/preto. Após a análise da série temporal de focos de queimada, constatou-se que a mesma ocorreu em 23/08/2002. Nas **Figuras 4.11c** e **4.11d**, é possível verificar a evolução temporal do ponto 1 (P1) e do ponto 2 (P2), nos

gráficos, o eixo y representa a FRP ($\text{MJ}\cdot\text{s}^{-1}$) e o eixo x a hora e minutos (hh:mm) no horário UTC (-3h).

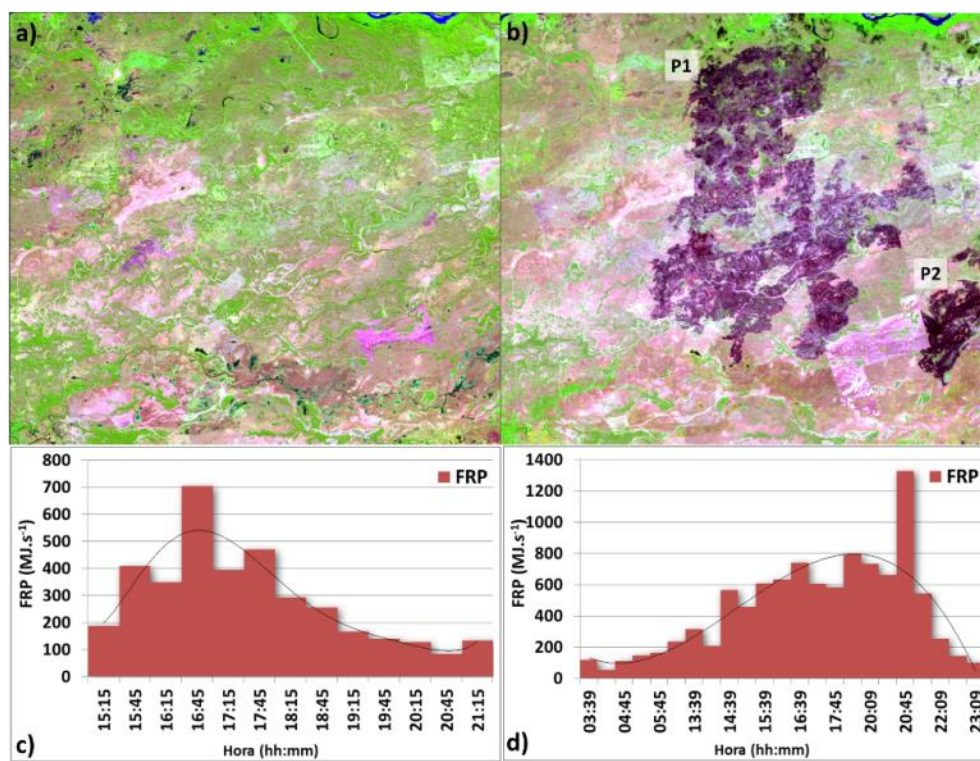


Figura 4.11 - a) Imagem do ETM+/Landsat 7, composição falsa-cor 3B4G5R, para 02/06/2002; b) Imagem do ETM+/Landsat 7, composição falsa-cor 3B4G5R, para 27/08/2002; c) Gráfico da FRP para o ponto 1 para o dia 02/06/2002; e d) Gráfico da FRP para o ponto 2 para o dia 23/08/2002.

Percebe-se que embora as queimadas ocorram em regiões próximas, estas apresentam ciclos distintos. A queimada no P1 teve início por volta das 15:15 (ou 12:15 hora local – LT), com valores de FRP próximos a $200 \text{ MJ}\cdot\text{s}^{-1}$, a mesma alcança seu ápice por volta das 16:45 UTC, com aproximadamente $700 \text{ MJ}\cdot\text{s}^{-1}$, a partir desta hora, a intensidade do fogo decai gradativamente, sendo que a última informação coletada pelo sensor GOES *Imager*/GOES ocorre as 21:15 UTC (18:15 LT). Diferentemente do P1, a queimada que ocorreu no P2 iniciou o processo de combustão por volta das 03:39 UTC, aumentando gradativamente ao longo do dia. Por volta das 20:45 UTC, a mesma alcançou um pico de aproximadamente $1300 \text{ MJ}\cdot\text{s}^{-1}$, e analisando a regressão, percebe-se que este valor encontra-se muito acima dos demais, indicando uma possível superestimativa da FRP ou mesmo um aumento na intensidade do fogo (relacionado com a disponibilidade de

biomassa para a queima). Após aproximadamente 2 horas, o processo de combustão é finalizado (23:09 UTC). Ressalta-se que as estimativas do ciclo de vida de uma queimada, assim como sua respectiva emissão de gases traços e aerossóis, podem ser utilizadas para a assimilação temporal destes dados, aprimorando a entrada de dados nos modelos numéricos de qualidade do ar e permitindo uma simulação ponderada pelo início de ocorrência da queimada.

4.3. Inventário das emissões e validação dos dados

Atualmente encontram-se na literatura alguns métodos para estimar a massa emitida para a atmosfera de diversas espécies de aerossóis e gases traços. Métodos tradicionais baseiam-se na quantidade de biomassa seca disponível, fatores de combustão, além da área queimada e dos fatores de emissão baseados no tipo de vegetação. Os métodos atuais, em sua grande maioria, utilizam a FRP para relacionar o total de biomassa queimada e a emissão de gases traços e aerossóis. Entre as principais vantagens destes métodos está a relação direta com o total de biomassa disponível para a queima. Além disto, fatores que alteram a eficiência de queima são contabilizados junto à energia liberada, uma vez que a presença de umidade no solo e na vegetação influencia diretamente a redução da FRP.

A **Figura 4.12** exibe a relação entre os inventários de CO estimado pelo 3BEM (eixo x, em $10^{-6} \cdot \text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$) e pelo acoplamento da FRE ao 3BEM (3BEM_FRE, eixo y, $10^{-6} \cdot \text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$) para o período compreendido entre 01 de janeiro de 2000 e 31 de dezembro de 2011, obtidos a partir dos focos e da FRP estimada pelos satélites Aqua, Terra e GOES, respectivamente, para a América do Sul. Nesta, é possível constatar uma correlação de aproximadamente 0,90 (significativa a $p < 0,05$, teste *t-student*, **Figura 4.12b**) entre ambas estimativas. Em geral, o método que utiliza a FRE tende a aumentar as estimativas de gases traços e aerossóis provenientes das queimadas em aproximadamente 25% (**Figura 4.12c**). Este aumento é constatado em todas as estimativas de gases traços e aerossóis (CH_4 , CO_2 , Material Particulado, etc.).

Ainda, na regressão (**Figura 4.12a**) é possível verificar um comportamento exponencial entre os dois métodos. Este comportamento está relacionado com a conversão da temperatura do fogo em FRP a partir das equações apresentadas no tópico 2.2. Percebe-

se que em emissões médias de CO até $50 \times 10^{-6} \text{ kg.m}^{-2}$ ambos os métodos apresentam uma boa concordância nos valores estimados variando entre 89% e 91%. Porém, com o aumento das emissões na época seca (agosto-setembro), os valores de CO estimados pelo 3BEM_FRE superam em até duas vezes os valores estimados pelo método tradicional 3BEM, com exceção de apenas uma observação, que pode ser visualizada próxima ao valor de $200 \times 10^{-6} \text{ kg.m}^{-2}$ (eixo x), entre as causas da subestimativa para este dia (15/07/2011) destacam-se a ausência de alguns horários de observação da constelação GOES .

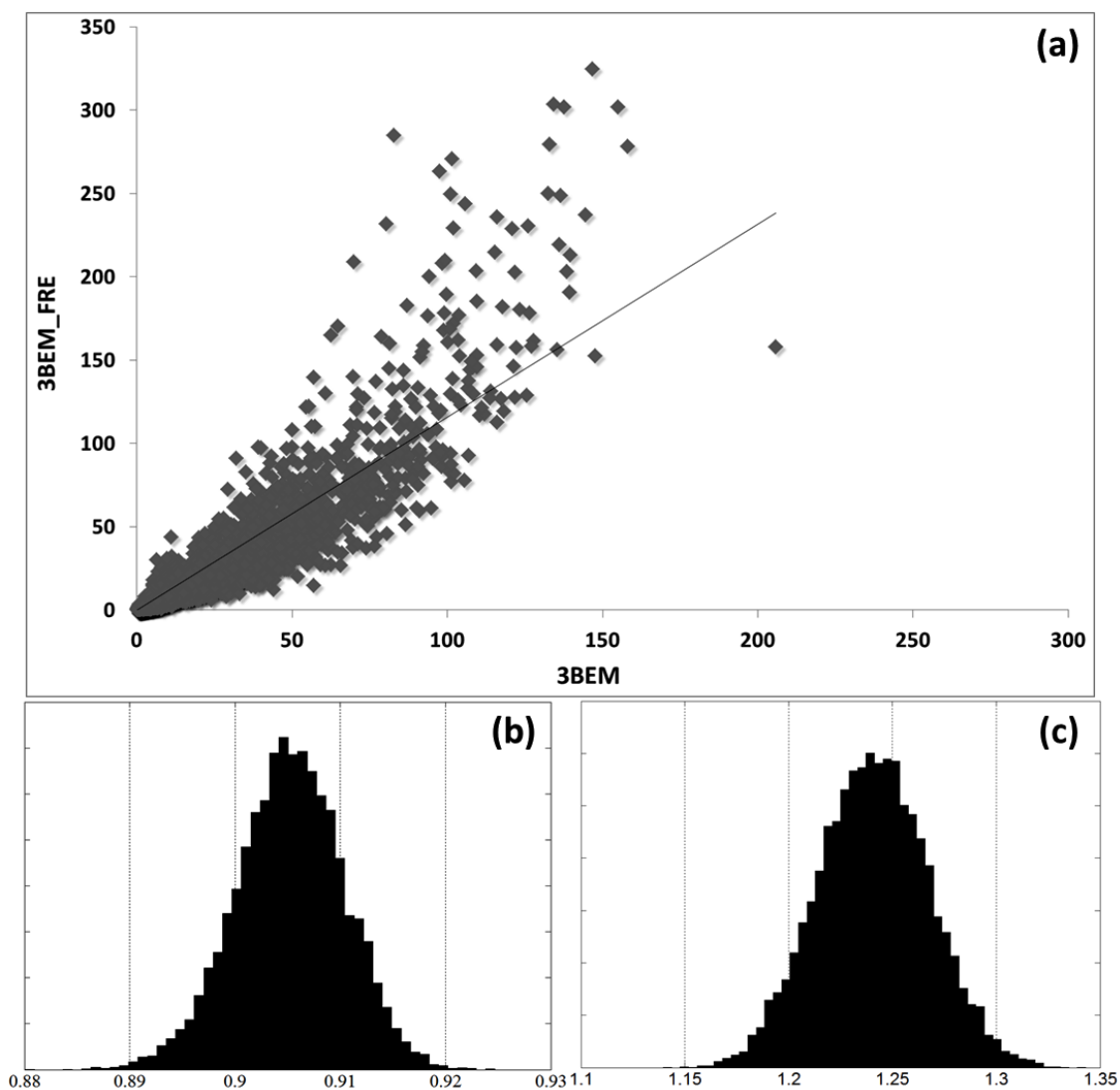


Figura 4.12 – (a) Gráfico de dispersão entre os dados médios de CO estimados a partir do 3BEM (eixo x, $10^{-6} \text{ kg.m}^{-2}$) e pelo método que emprega a FRE (eixo y, $10^{-6} \text{ kg.m}^{-2}$); (b) Distribuição dos coeficientes de correlação e angular (c) utilizando a técnica de *bootstrap* para os dados do 3BEM e do 3BEM_FRE.

A espacialização dos valores médios de CO para a América do Sul a partir do método tradicional (3BEM) e do método que utiliza a FRP (3BEM_FRE) pode ser visualizada na **Figura 4.13**. Comparando ambas as estimativas, percebe-se que o método que utiliza a FRP proveniente dos satélites Aqua, Terra, Meteosat e GOES, apresenta uma maior estimativa dos gases traços e aerossóis emitidos pelas queimadas na América do Sul.

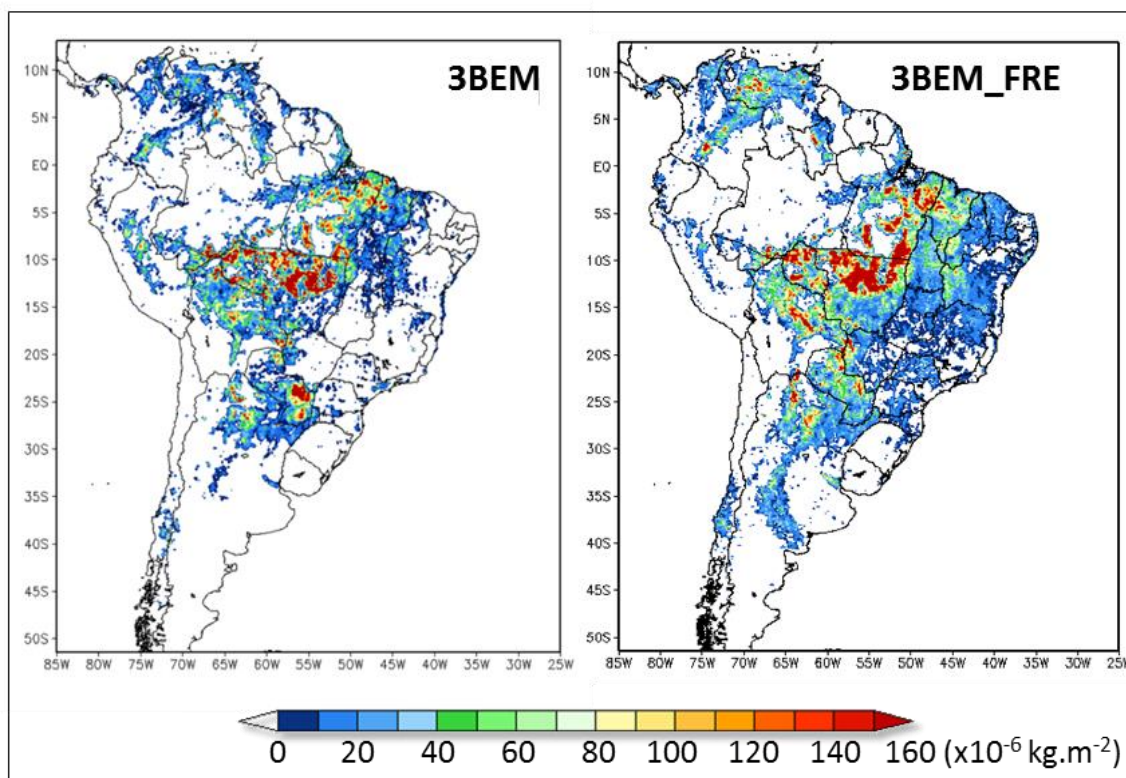


Figura 4.13 – Distribuição espacial da média de CO utilizado pelo modelo CCATT-BRAMS para simular a dispersão deste na atmosfera durante o período de 01/01/2000 a 31/12/2011, estimados pelo 3BEM (esquerda) e pelo 3BEM_FRE (direita).

Entre as principais áreas com acréscimo de emissão destacam-se: I) Oeste dos Estados da Bahia e Piauí, área com grande expansão agrícola (soja) nos últimos anos (**Figura 4.14a** e **Figura 4.14b**); II) Região central do Estado do Maranhão (**Figura 4.14c** e **Figura 4.14d**); III) Região central da Argentina (**Figura 4.14e** e **Figura 4.14f**). Ainda, é possível verificar um acréscimo nos poluentes liberados para a atmosfera para a Venezuela e algumas regiões do Bioma Cerrado, nos Estados de Goiás e Minas Gerais; para o Bioma Caatinga e Pantanal, no Estado do Ceará e para a porção norte do Estado do Mato Grosso do Sul, respectivamente. Entretanto, algumas regiões da América do

Sul apresentaram uma redução nos valores de CO emitidos para a atmosfera, entre as quais destacam-se: I) Região sudeste do Paraguai; II) Porção centro-oeste do Estado do Acre; III) Áreas no Peru; entre outras. As principais causas desta redução podem ser atribuídas pela presença de nuvens, ângulo de imageamento ou ausência de estimativas de FRP.

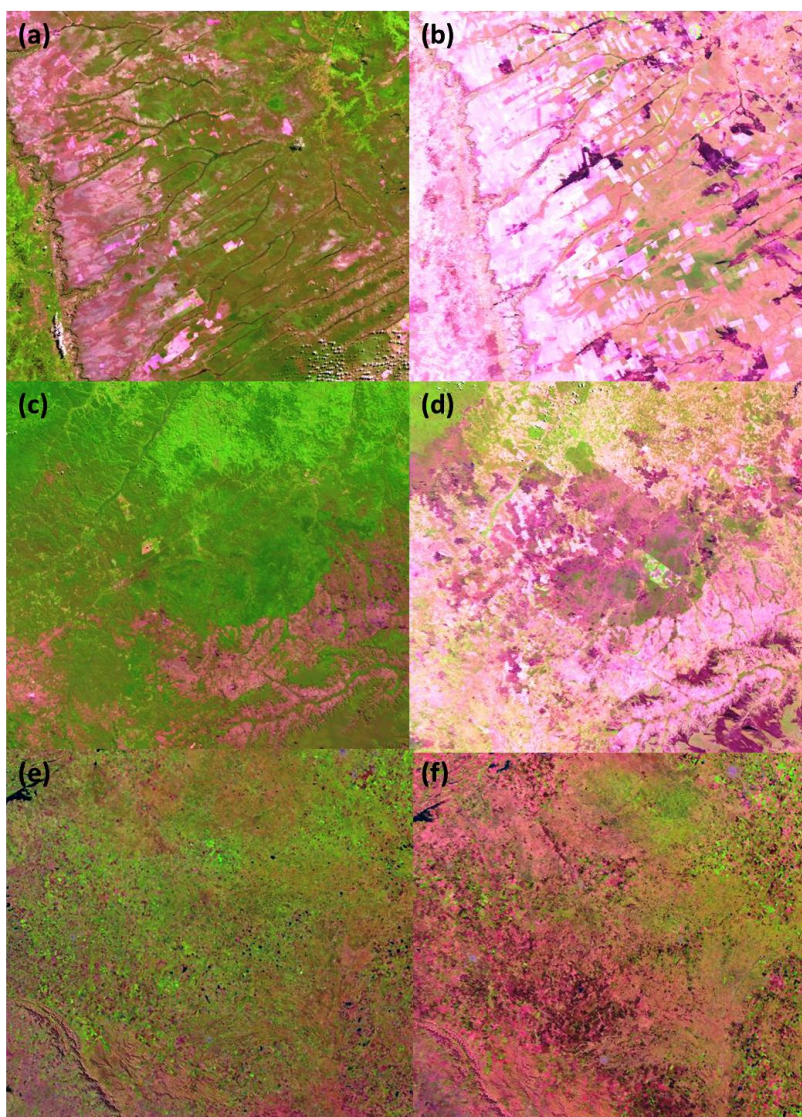


Figura 4.14 – Área correspondente ao oeste do Estado da Bahia na década de 1980 (a) e queimadas utilizadas para substituir a vegetação nativa por áreas de soja (b); Região central do Estado do Maranhão na década de 1980 (c) e áreas queimadas (d); Região central da Argentina (localizada ao sul de Buenos Aires) na década de 1980 (e) e áreas queimadas (f).

Para avaliar as estimativas de emissão a partir dos métodos analisados, as áreas queimadas no Estado do Acre para os anos de 2010 e 2011 foram mapeadas a partir das

cicatrizes de queimadas detectadas nas imagens do sensor TM/Landsat 5 (**Figura 4.15**). A análise estatística indica que as cicatrizes de queimadas mapeadas no ano de 2010 exibem um tamanho mínimo de 0,01 ha e um tamanho máximo de 3660 ha, com média de 15 ha. Neste contexto, os polígonos de área queimada com tamanho entre 2 e 6 ha representam aproximadamente 54% do total de áreas mapeadas, enquanto que polígonos com tamanho entre 7 e 20 ha representam aproximadamente 29% das cicatrizes mapeadas. Ainda, as cicatrizes com área inferior a 1 ha compreendem apenas 2% do total de polígonos mapeados. Polígonos com áreas maiores que 20 ha (áreas consideradas extensas) representam aproximadamente 13% do total mapeado, indicando que para o ano de 2010, o maior número de ocorrências de cicatrizes de queimadas correspondem à áreas de pequeno-médio tamanho.

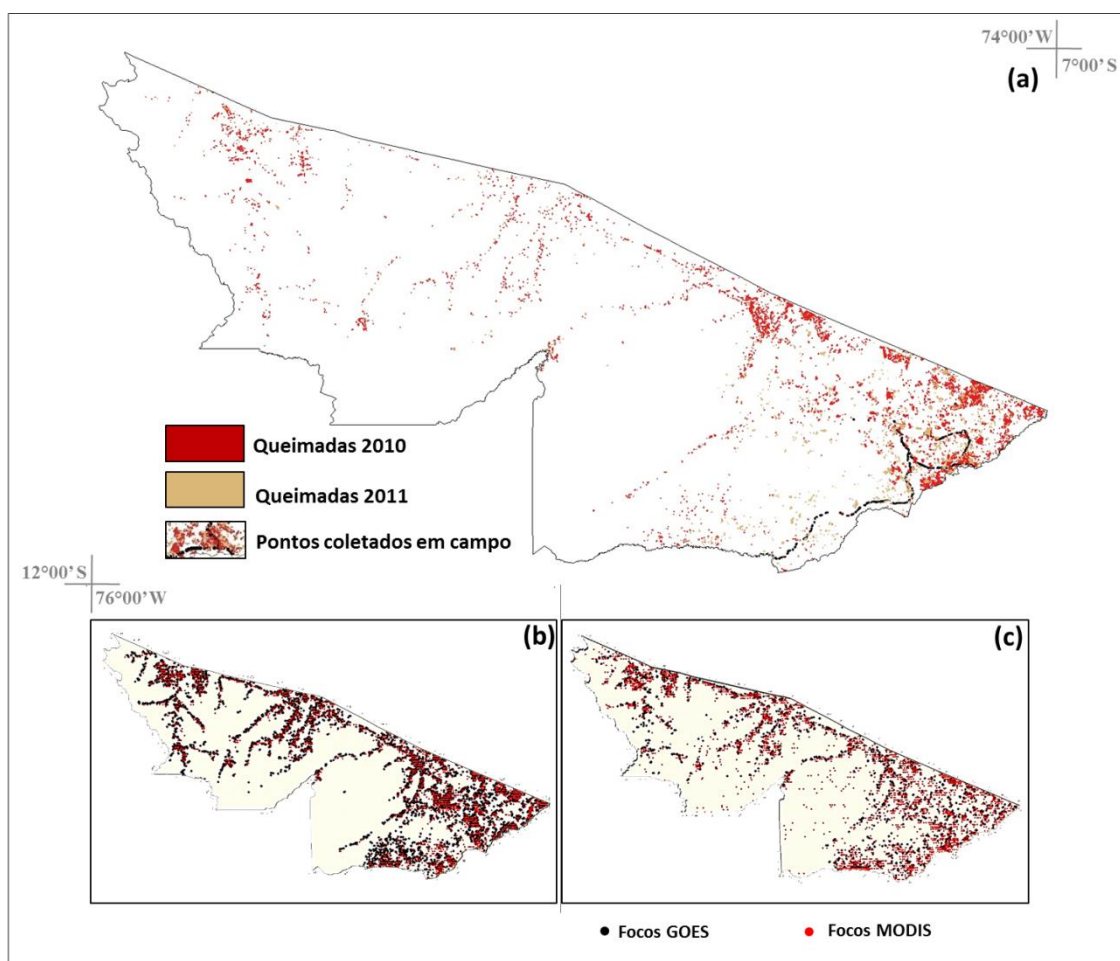


Figura 4.15 – (a) Estimativa da área queimada nos anos de 2010 e 2011 para o Estado do Acre; (b) Focos detectados pelo satélite GOES (em preto), Terra e Aqua (vermelho) para o ano de 2010; (c) Focos detectados pelo satélite GOES (em preto), Terra e Aqua (vermelho) para o ano de 2011.

Para validar os dados de 2010, um trabalho de campo foi realizado (**Figura 4.15a**) durante a época seca (outubro). Devido às condições das estradas e áreas inacessíveis, grande parte dos pontos foi coletada próximo às rodovias principais ou secundárias. A comparação entre os dados coletados em campo e as áreas mapeadas nas imagens orbitais apresenta uma acurácia global de aproximadamente 93%, indicando uma omissão de 6% e apenas 1% de inclusão. Nestes mapeamentos, os casos de omissão podem ser associados à rebrota da vegetação e à áreas com nuvens.

Para o ano de 2011, a média das cicatrizes mapeadas no Estado do Acre foi de 14 ha, com tamanho mínimo de 0,01 ha e máximo de 1383 ha, áreas menores quando comparadas com as cicatrizes mapeadas para o ano de 2010. Ainda, as áreas queimadas entre 1 e 8 ha representam aproximadamente 58% das cicatrizes mapeadas, polígonos entre 9 e 20 ha compreendem aproximadamente 27% do total mapeado. Entretanto, queimadas maiores que 20 ha compreendem 14% do total das cicatrizes mapeadas, mantendo o mesmo padrão encontrado no ano anterior.

As **Figuras 4.15b** e **4.15c** exibem a distribuição espacial dos focos de queimada detectados pelo GOES e pelo MODIS. Nesta, pode-se notar que a ocorrência de focos de queimada em 2010 é superior aos focos de 2011. De acordo com a **Figura 4.15a**, a maior incidência de cicatrizes de queimada ocorrem na porção leste do Estado do Acre, coincidindo com as maiores taxas de desmatamento do Programa de Cálculo do Desflorestamento da Amazônia (PRODES). Para o ano de 2010, aproximadamente 2000 km² de áreas queimadas foram mapeadas, representando 1,3% da área do Estado do Acre. Conseqüentemente, percebe-se uma diminuição da incidência de queimadas para o ano de 2011, embora a distribuição espacial permaneça similar, neste ano aproximadamente 643 km² de áreas queimadas foram mapeadas. Alguns fatores que contribuíram para esta diminuição decorrem da maior quantidade de precipitação em 2011 e pelas políticas públicas em vigor.

Para a validação dos dados dos inventários, utilizaram-se as áreas de queimadas mapeadas e o mapa de distribuição espacial da vegetação viva acima do solo (SAATCHI et al., 2007). Para estimar a quantidade de biomassa queimada, aplicou-se a relação existente entre a área queimada, a biomassa média por unidade de área, a fração de biomassa acima do solo e a eficiência de queima. Para os anos de 2010 e 2011, o

total de biomassa queimada foi de aproximadamente 28,3 e 8,7 Tg, respectivamente. Desta forma, ao comparar a estimativa da biomassa queimada com os dados estimados pelo 3BEM e pelo 3BEM_FRE, em geral, os modelos foram capazes de reproduzir aproximadamente 82% e 76% da biomassa queimada para o ano de 2010, e 85% e 78% para o ano de 2011, respectivamente, mostrando uma concordância entre os dados observados e os dados simulados. Ressalta-se que após a etapa de calibração, o método 3BEM_FRE foi capaz de reproduzir aproximadamente 89% e 90% da biomassa queimada, o que evidencia uma melhora média de 16%.

4.4. Modelagem no CCATT-BRAMS e avaliação dos resultados

A modelagem ambiental dos processos físicos que ocorrem na biosfera permite transpor o mundo real para o mundo discreto informacional. Neste contexto, os modelos numéricos são utilizados para simular as interações entre os múltiplos sistemas ambientais, como, por exemplo, a atmosfera, a superfície terrestre, biosfera, litosfera e hidrosfera, o oceano e as águas continentais. Neste tópico os resultados das simulações de CO e PM_{2,5µm} estimadas a partir dos modelos 3BEM_FRE e 3BEM foram avaliadas a partir dos dados coletados durante as campanhas do SMOCC/RaCCI no ano de 2002.

A **Figura 4.16a** exibe a concentração total de CO ($\times 10^4$ ppb) na camada mais próxima à superfície no período de 15/Jul/2002 a 15/Nov/2002 empregando o método 3BEM (LONGO et al., 2010) utilizando os dados provenientes das plataformas GOES, EOS e NOAA (produto disponibilizado pela Divisão de Satélites e Sistemas Ambientais – DSA/INPE). Do mesmo modo, a **Figura 4.16b** exibe a concentração total de CO ($\times 10^4$ ppb) para o mesmo período, porém, utiliza apenas os dados dos satélites GOES, Aqua e Terra. Esta simulação foi realizada para verificar o impacto da ausência dos satélites NOAA nas estimativas de emissão de CO.

Esta análise permitiu detectar que a ausência do sensor AVHRR ocasiona uma pequena redução nas estimativas de biomassa queimada e, conseqüentemente, na emissão dos gases traços e aerossóis. Esta diferença pode ser visualizada comparando as concentrações do Estado de São Paulo e da porção sul do Estado do Mato Grosso. Neste contexto, para analisar as diferenças entre os métodos de estimativa de emissão optou-se por comparar os resultados das simulações do CCATT-BRAMS quando assimilados os

dados provenientes do 3BEM utilizando os focos de queimadas detectados pelas plataformas GOES, EOS e NOAA, e utilizando as estimativas de FRP das plataformas GOES e EOS. Ressalta-se que as configurações do sensor AVHRR não permite a estimativa da FRP, pois a sensibilidade e saturação do canal inviabilizam os procedimentos necessários para a estimativa desta variável.

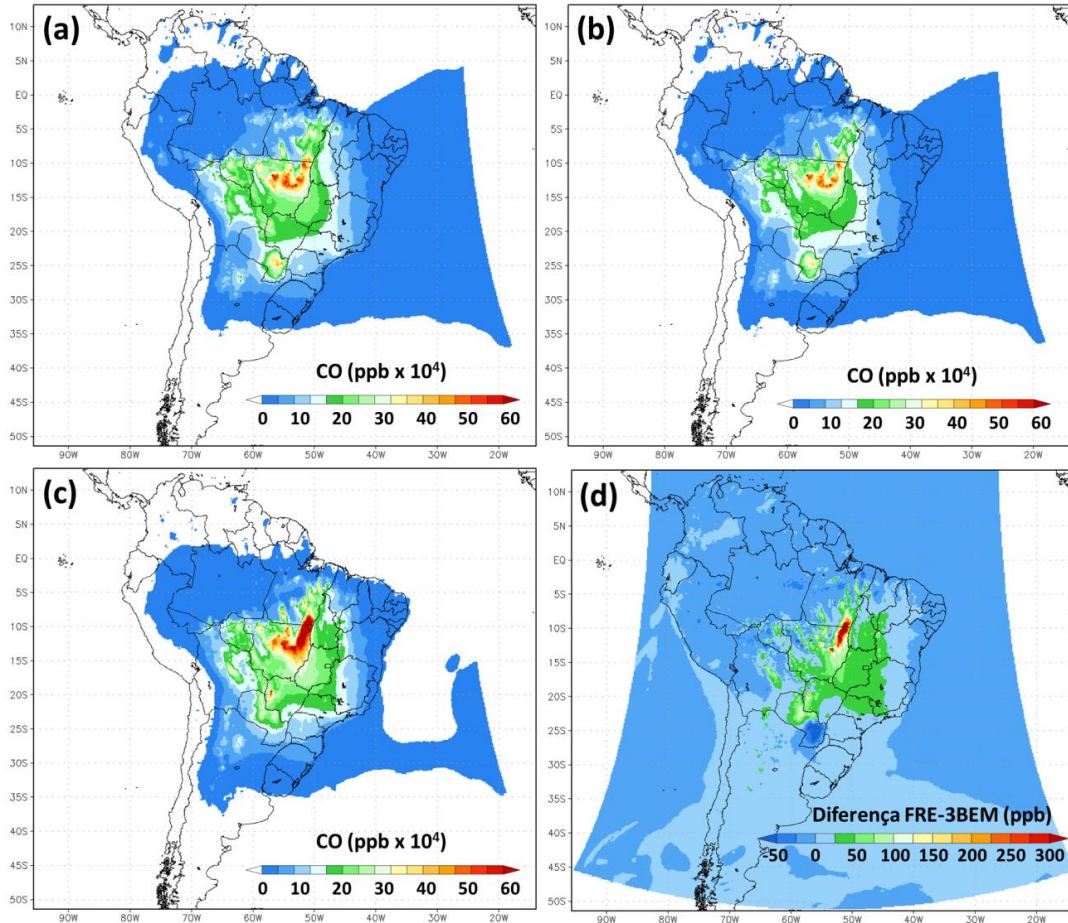


Figura 4.16 – Emissão de CO na camada mais próxima à superfície para o período compreendido entre 15/Jul/2002 e 15/Nov/2002 estimado a partir do modelo 3BEM utilizando os dados provenientes do GOES, MODIS e DSA (a), GOES e MODIS (b), 3BEM_FRE (c) e mapa diferença entre os modelos 3BEM e 3BEM_FRE (d).

A **Figura 4.16c** exibe a concentração total de CO ($\times 10^4$ ppb) emitido para a atmosfera no período de 15/Jul/2002 a 15/Nov/2002 empregando o método 3BEM_FRE, desenvolvido neste estudo. A diferença obtida entre ambos os métodos pode ser visualizada na **Figura 4.16d**. Para o ano de 2002, percebe-se um aumento considerável nas emissões de CO na porção nordeste do Estado do Mato Grosso, que compreende a

região do Parque Indígena do Xingu e regiões circunvizinhas, áreas com intenso desmatamento segundo os mapeamentos realizados pelo PRODES. Além desta área, é evidente um aumento das emissões no Paraguai, oeste do Estado da Bahia e no Bioma Pantanal. Ressalta-se que o aumento nas estimativas de biomassa queimada afeta a dispersão deste gás e contribui para o aumento das concentrações nos Estados de São Paulo, Minas Gerais e Tocantins.

Entre as principais diferenças negativas nas emissões, pode-se citar a diminuição na região sul do Paraguai, que foi compensada pelo aumento na porção centro-norte deste país e na região de fronteira com o Estado do Mato Grosso do Sul. Destaca-se que em algumas áreas, como, por exemplo, o Estado de Rondônia, é possível verificar uma diminuição da emissão de CO em áreas distintas e acréscimo em outras. Este fato pode estar associado com a disponibilidade de biomassa acima do solo utilizada pelo modelo 3BEM para estimar a biomassa queimada. Enquanto que o método 3BEM_FRE possui uma estimativa direta da biomassa queimada (coeficiente de conversão da FRE nesta variável), o 3BEM tradicional utiliza o mapa de distribuição espacial da vegetação viva acima do solo (SAATCHI et al., 2007) o que pode ocasionar superestimativas em áreas frequentemente afetadas por queimadas anuais (PEREIRA et al., 2009).

Para avaliar o desempenho das simulações realizadas no CCATT-BRAMS, os resultados dos modelos 3BEM e 3BEM_FRE foram comparados com os dados de campo coletados na região de Rondônia e Mato Grosso descritos em Freitas et al. (2007). Estes dados fazem parte dos experimentos do LBA (*Large Scale Biosphere-Atmosphere*) SMOCC/RaCCI obtidos na região amazônica no período de queimadas de 2002.

Neste experimento, os dados de CO foram obtidos na localidade de Ouro Preto do Oeste – Rondônia nas coordenadas 62,37° O e 10,75° S; RO, entre 10/Set/2002 e 04/Nov/2002 (ANDREAE et al., 2004; FUZZI et al., 2007). A **Figura 4.17** exibe a relação entre os dados de CO simulados pelo CCATT-BRAMS a partir do 3BEM, a partir dos produtos MODIS, GOES e DAS (MGD) e observações realizadas nas campanhas mencionadas acima. A análise do gráfico de dispersão, que exibe os valores de CO observados (ppb, eixo x) e modelados (ppb, eixo y) e sua respectiva série temporal (**Figura 4.17a** e **Figura 4.17b**, respectivamente) indicam que os valores de CO modelados apresentam-

se subestimados. A frequência das observações das amostras referentes à correlação e o coeficiente angular que são retiradas de forma aleatória da regressão linear entre os dados de campo (SMOCC/RaCCI) e os dados simulados no CCATT-BRAMS a partir da técnica estatística denominada *bootstrap* (EFRON, 1982), pode ser visualizada nas **Figuras 4.17c e 4.17d**, respectivamente.

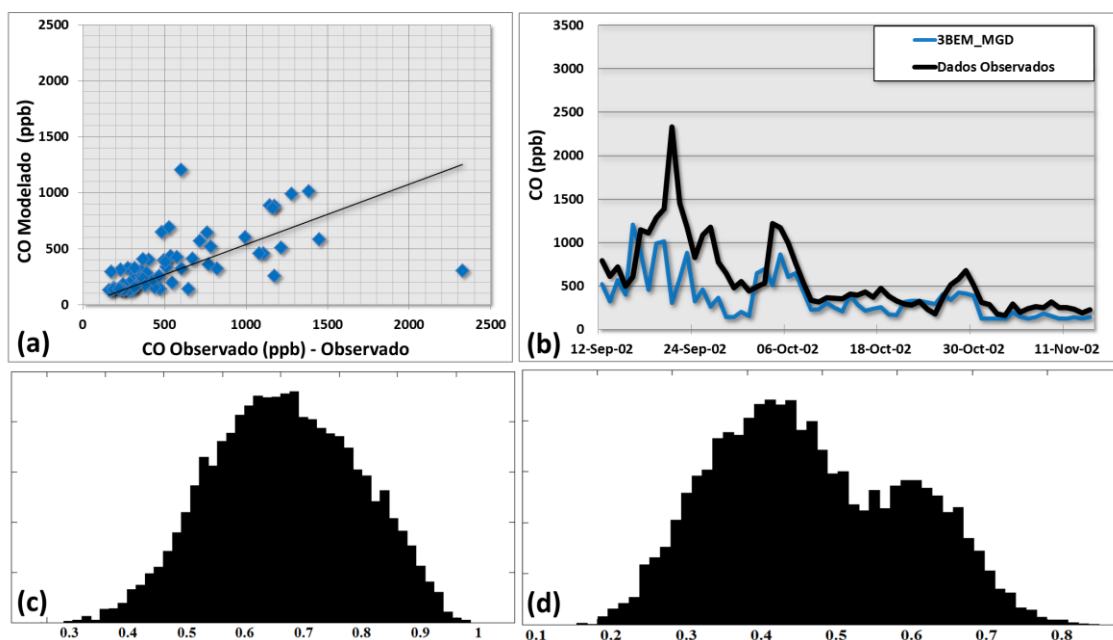


Figura 4.17 – (a) Gráfico de dispersão entre o CO (ppb) observado nas campanhas SMOCC/RaCCI e estimado pelo modelo CCATT-BRAMS utilizando o 3BEM; (b) Série temporal entre os dados estimados e observados; (c) Distribuição do coeficiente de correlação utilizando a técnica de *bootstrap*; (d) Distribuição dos valores de coeficiente angular.

A série temporal representa as informações coletadas pelas campanhas do SMOCC/RaCCI, cujos valores representam a média diária centralizada em 12:00Z (em preto) e os dados resultantes da modelagem no CCATT-BRAMS as 12:00Z (em azul claro). Em geral, o modelo 3BEM apresenta uma boa concordância com os dados de CO coletados em campo, sendo estes em geral subestimados. No entanto, percebe-se que quando a atmosfera possui uma grande quantidade de CO, os valores simulados ficam muito abaixo do esperado. Tal característica pode ser visualizada entre os dias 20/09/2002 e 24/09/2002, neste período os valores observados de CO encontram-se entre 1500 e 2500 ppb, porém, os valores modelados aproximam-se de no máximo 1200 ppb. No método 3BEM, a maior frequência das correlações encontra-se entre 60% e 70%, mostrando uma boa concordância com os dados de campo. Entretanto, neste

método o coeficiente angular encontra-se entre 0,4 e 0,7 (bimodal), indicando que os valores de CO são subestimados em até uma vez ao serem comparados com os dados de campo.

A **Figura 4.18** exibe a relação entre os dados de CO estimados pelo CCATT-BRAMS a partir da assimilação dos dados orbitais de FRP e observações realizadas nas campanhas SMOCC/RaCCI. A dispersão entre os valores de CO observados (ppb, eixo x) e modelados (ppb, eixo y) e sua respectiva série temporal (**Figura 4.18a** e **Figura 4.18b**, respectivamente) indicam que valores de CO estimados pelo 3BEM_FRE apresentam uma melhor concordância com os valores observados do que aqueles estimados pelo modelo 3BEM. Em alguns casos os valores estimados pela FRP são maiores que os encontrados em campo, como, por exemplo, o valor de 3310 ppb no dia 20/09/2002. Em outros dias, os valores podem ficar em até 100-200 ppb abaixo do esperado.

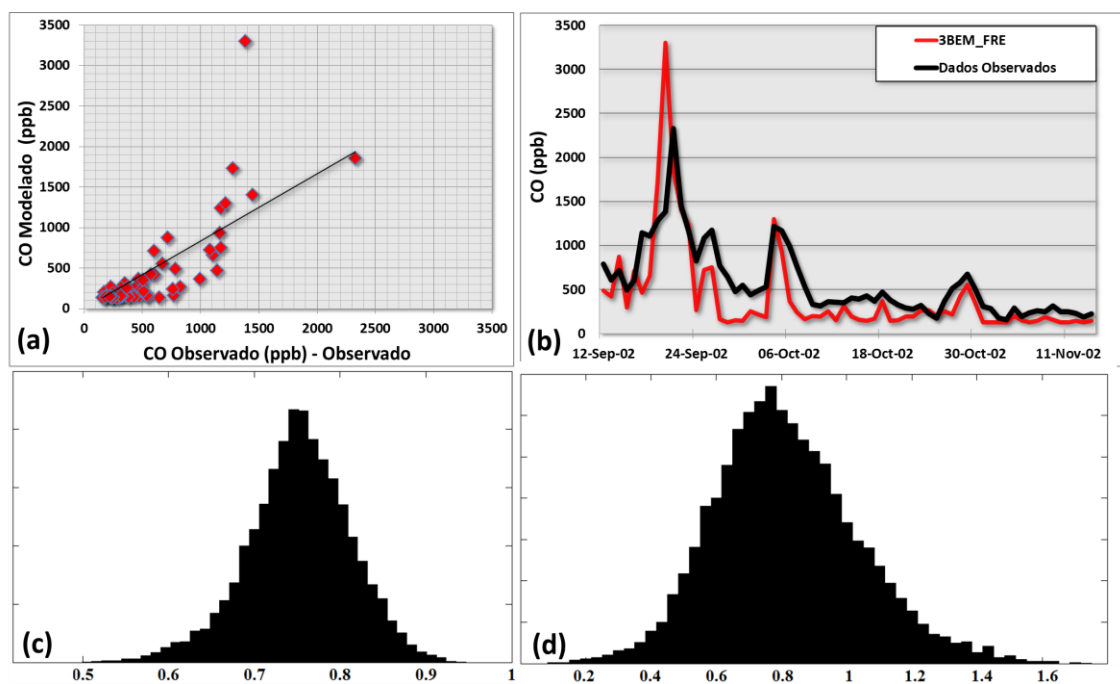


Figura 4.18 – (a) Gráfico de dispersão entre o CO (ppb) observado nas campanhas SMOCC/RaCCI e estimado pelo modelo CCATT-BRAMS utilizando o 3BEM_FRE; (b) Série temporal entre os dados estimados a partir da FRP e dados observados no SMOCC/RaCCI; (c) Distribuição do coeficiente de correlação utilizando a técnica de *bootstrap*; (d) Distribuição dos valores de coeficiente angular utilizando a técnica de *bootstrap*.

No método 3BEM_FRE, a maior frequência das correlações encontra-se entre 70% e 80%, mostrando uma boa concordância com os dados de campo. Entretanto, neste método o coeficiente angular encontra-se entre 0,75 e 0,95, indicando que em média os valores de CO são subestimados em até 20%, porém, em alguns casos é possível

encontrar valores acima dos observados (superestimados em até 20%). Neste contexto, o 3BEM_FRE é capaz de originar bons resultados, pois independe de mapas de biomassa.

Ao observar a **Figura 4.19** tem-se em preto a média de 23 perfis de CO coletados durante as campanhas do SMOCC/RaCCI na região de Ouro Preto do Oeste no Estado de Rondônia e no Estado do Mato Grosso para o período de 25/Set/2002 a 18/Out/2002. Em cinza observa-se o desvio padrão da média destas observações. Os dados dos perfis de CO, para os meses de setembro e outubro de 2002, foram adquiridos a partir de levantamentos aéreos, realizados com o avião Bandeirante do INPE com o instrumento Aero-Laser (AL5002) operando a 1 Hz, descrito em Freitas et al. (2007). Para cada quadro da figura visualizam-se os dados modelados no CCATT-BRAMS pelos dois métodos e as suas respectivas barras de erros horizontais com o desvio padrão.

Deve-se salientar que nestas simulações utilizou-se uma grade com espaçamento de 20 km e que os dados observados possuem características locais específicas, visto que se concentram em áreas de grande concentração de gases e aerossóis. Dadas às circunstâncias mencionadas, percebe-se que os perfis de CO modelados pelo CCATT-BRAMS não acompanha exatamente o perfil observado, isto se deve principalmente a heterogeneidade dos processos que ocorrem em escala local, como, por exemplo, a presença isolada de plumas de fumaça, as camadas muito finas de fumaça procedentes de sistemas convectivos ou a ascensão de plumas oriundas das queimadas (FREITAS et al., 2007). Nos métodos acima mencionados, observou-se uma boa consistência dos perfis simulados pelo CCATT-BRAMS, pois em grande parte dos níveis atmosféricos os valores modelados encontram-se dentro do desvio padrão das observações do SMOCC/RaCCI. O 3BEM_FRE apresentou o melhor ajuste, devido principalmente à maior estimativa de gases traços e aerossóis.

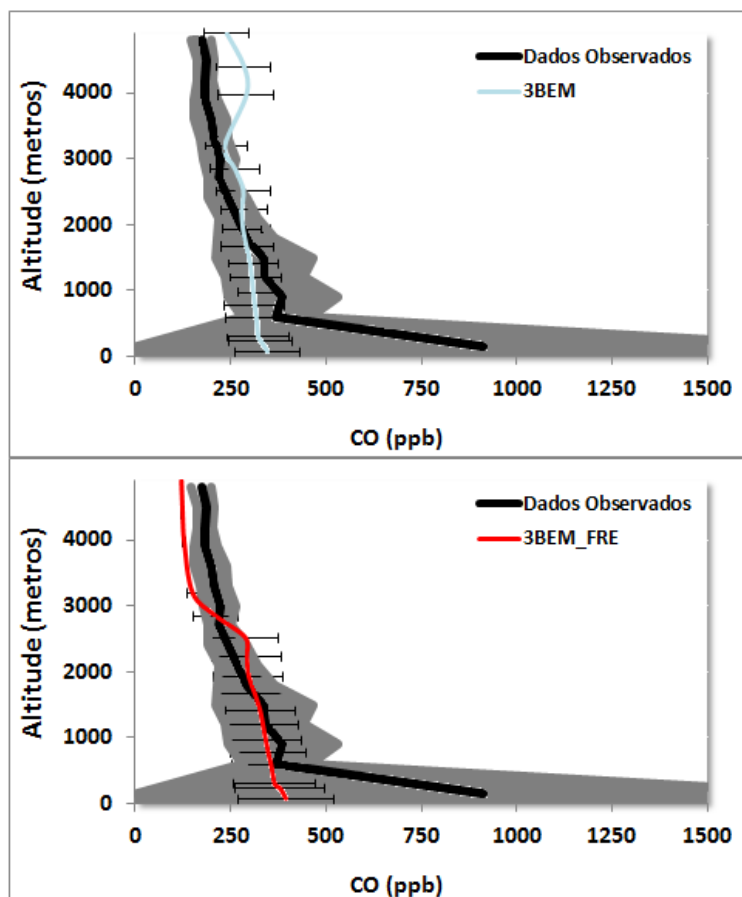


Figura 4.19 – Média dos Perfis de CO observados nas campanhas do SMOCC/RaCCI realizadas próximas a região de Ouro Preto do Oeste / RO (em preto); Desvio padrão das observações (em cinza); Dados modelados pelo CCATT-BRAMS com barras de erros horizontais que indicam o desvio padrão em azul claro (3BEM) e vermelho (3BEM_FRE).

A **Figura 4.20a** exibe a concentração total de $PM_{2,5\mu m}$ ($\times 10^3 \mu g.m^{-3}$) na camada mais próxima à superfície no período de 15/Jul/2002 a 15/Nov/2002 empregando o método 3BEM (LONGO et al., 2010) utilizando os dados provenientes das plataformas GOES, EOS e NOAA (disponibilizado a partir do produto da Divisão de Satélites e Sistemas Ambientais – DSA/INPE). Do mesmo modo, a **Figura 4.20b** exibe a concentração total de $PM_{2,5\mu m}$ ($\times 10^3 \mu g.m^{-3}$) para o mesmo período, porém, utiliza apenas os dados dos satélites GOES, Aqua e Terra.

Assim como na análise realizada para as emissões de CO, a ausência do sensor AVHRR ocasiona uma pequena redução nas estimativas de $PM_{2,5\mu m}$. A maior diferença encontra-se na porção leste do Estado do Pará e em menor escala no oeste dos Estados de Mato

Grosso do Sul e Rondônia. O emprego do método 3BEM_FRE para a estimativa de $PM_{2,5\mu m}$ pode ser visualizado na **Figura 4.16c**. Consequentemente, a diferença obtida entre ambos os métodos pode ser visualizada na **Figura 4.16d**. Para o ano de 2002, percebe-se um aumento considerável nas emissões de $PM_{2,5\mu m}$ na porção nordeste do Estado do Mato Grosso e no sudeste do Estado do Pará. Além desta área, assim como nas estimativas de CO, pode-se detectar um aumento das emissões no norte do Paraguai e no oeste do Estado da Bahia.

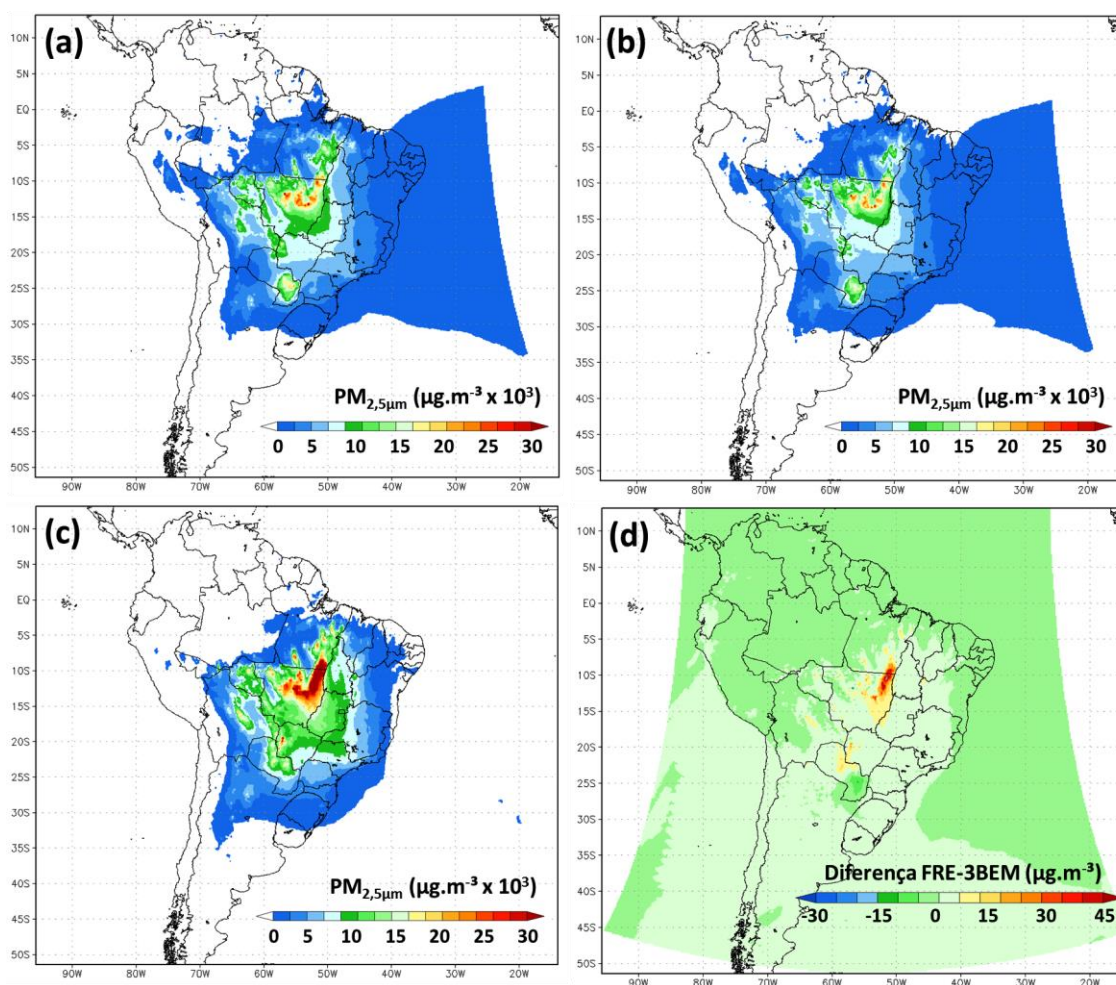


Figura 4.20 – Emissão de $PM_{2,5\mu m}$ para o período compreendido entre 15/Jul/2002 e 15/Nov/2002 estimado a partir do modelo 3BEM utilizando os dados provenientes do GOES, MODIS e DSA (a), GOES e MODIS (b), 3BEM_FRE (c) e mapa diferença entre os modelos 3BEM e 3BEM_FRE (d).

Para avaliar o desempenho das simulações realizadas no CCATT-BRAMS, os resultados dos modelos 3BEM e 3BEM_FRE foram comparados com os dados de

PM_{2,5µm} coletados na região de Rondônia (mesma localização dos dados de CO). A **Figura 4.21** exibe a relação entre os dados de PM_{2,5µm} simulados pelo CCATT-BRAMS e observações realizadas nas campanhas mencionadas acima. A análise do gráfico de dispersão, que exibe os valores de PM_{2,5µm} observados ($\mu\text{g.m}^{-3}$, eixo x) e modelados ($\mu\text{g.m}^{-3}$, eixo y) e sua respectiva série temporal (**Figura 4.21a** e **Figura 4.21b**, respectivamente) indicam que os valores modelados a partir do 3BEM apresentam-se subestimados. A frequência das observações das amostras referentes à correlação e o coeficiente angular pode ser visualizada nas **Figuras 4.21c** e **4.21d**, respectivamente.

Em geral, o modelo 3BEM apresenta uma boa concordância com os dados de PM_{2,5µm} coletados em campo, com correlação entre 75-80%. Assim como diagnosticado nos dados de CO, quando a atmosfera encontra-se muito poluída, os valores simulados ficam muito abaixo do esperado. Esta característica ocasiona uma subestimativa dos valores de PM_{2,5µm} em até 60%, com a maior frequência de ocorrência entre 40-50%.

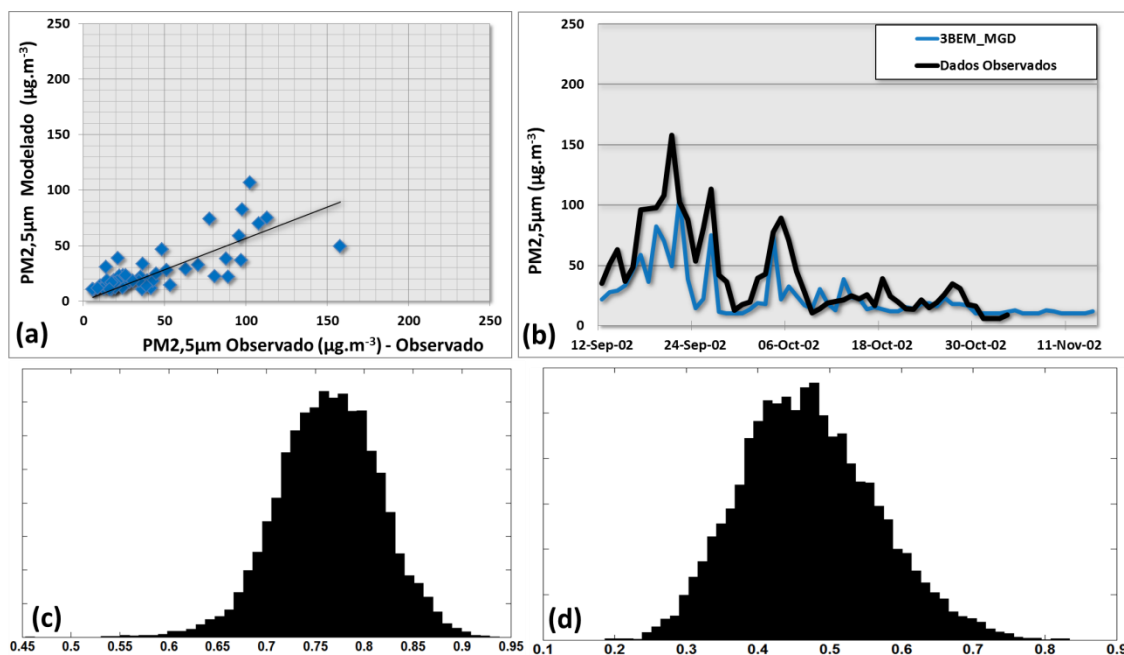


Figura 4.21 – (a) Gráfico de dispersão entre o PM_{2,5µm} ($\mu\text{g.m}^{-3}$) observado nas campanhas SMOCC/RaCCI e estimado pelo modelo CCATT-BRAMS utilizando o 3BEM; (b) Série temporal entre os dados estimados e observados; (c) Distribuição do coeficiente de correlação utilizando a técnica de *bootstrap*; (d) Distribuição dos valores de coeficiente angular utilizando a técnica de *bootstrap*.

A **Figura 4.22** exibe a relação entre os dados de $PM_{2,5\mu m}$ estimados pelo CCATT-BRAMS a partir da assimilação dos dados orbitais de FRP e observações realizadas nas campanhas SMOCC/RaCCI. A dispersão entre os valores de $PM_{2,5\mu m}$ observados ($\mu g.m^{-3}$, eixo x) e modelados ($\mu g.m^{-3}$, eixo y) e sua respectiva série temporal (**Figura 4.22a** e **Figura 4.22b**, respectivamente) indicam que os valores estimados pelo 3BEM_FRE apresentam uma boa concordância com os valores observados. Em alguns casos os valores estimados pela FRP são maiores que os encontrados em campo, como, por exemplo, o valor de $246 \mu g.m^{-3}$ no dia 20/09/2002. Em geral, o uso do método 3BEM_FRE ocasiona correlações entre 87% e 92%, mostrando uma melhor concordância com os dados de campo (**Figura 4.22c**). Entretanto, neste método o coeficiente angular encontra-se entre 0,75 e 0,85, indicando que em média os valores de $PM_{2,5\mu m}$ estão subestimados em até 25%.

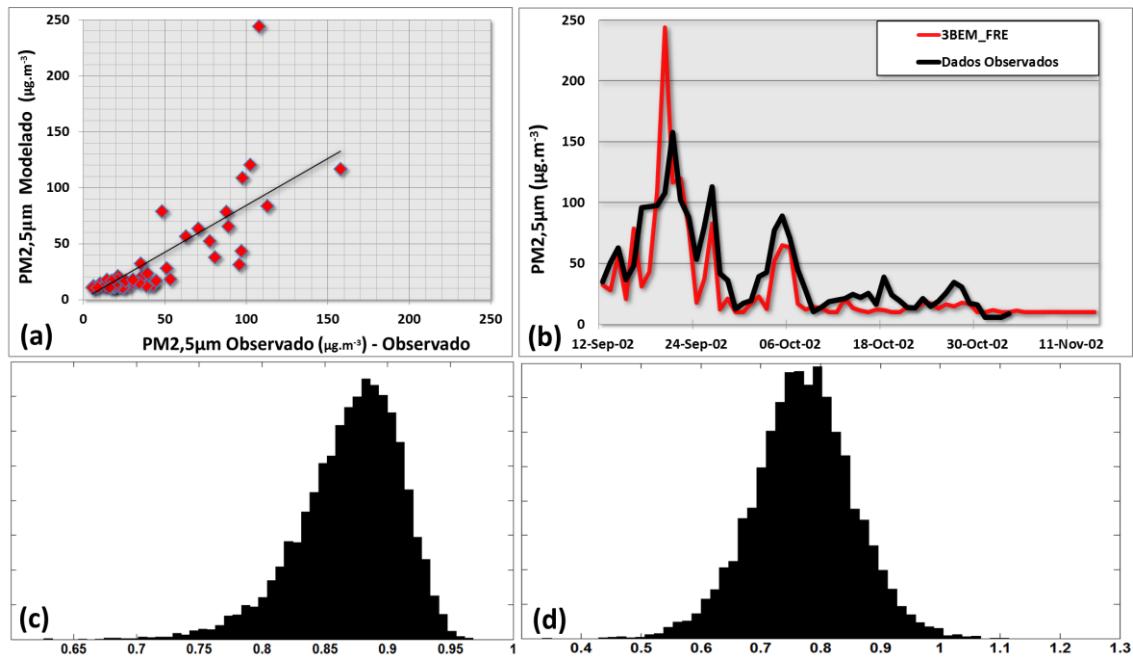


Figura 4.22 – (a) Gráfico de dispersão entre o $PM_{2,5\mu m}$ ($\mu g.m^{-3}$) observado nas campanhas SMOCC/RaCCI e estimado pelo modelo CCATT-BRAMS utilizando o 3BEM_FRE; (b) Série temporal entre os dados estimados a partir da FRP e dados observados no SMOCC/RaCCI; (c) Distribuição do coeficiente de correlação utilizando a técnica de *bootstrap*; (d) Distribuição dos valores de coeficiente angular utilizando a técnica de *bootstrap*.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os incêndios florestais naturais e as queimadas antropogênicas possuem características que ocasionam a absorção e espalhamento da REM, fatores que provocam alterações significativas nos fluxos de calor latente e sensível, nos ciclos biogeoquímicos, na nucleação de nuvens e no balanço de radiação. Tais mudanças fazem com que a queima de biomassa vegetal extrapole a escala de atuação local e influencie escalas regionais e global, modificando o ciclo hidrológico e o padrão de distribuição de energia dos trópicos para latitudes médias e altas.

Neste contexto, a modelagem das emissões e a assimilação em tempo quase-real das emissões de gases traços e aerossóis são de fundamentais importâncias para detectar e mitigar os impactos das altas concentrações de gases traços e aerossóis, que além de poderem ser nocivos aos seres humanos, dificultam o transporte público. Atualmente, a maioria dos métodos desenvolvidos para estimar a quantidade de gases traços e aerossóis desprendida no processo de queima de biomassa vegetal utiliza a FRP. Entre as principais vantagens destes métodos está a relação direta da FRP com o total de biomassa disponível na vegetação. Além disto, fatores que alteram a eficiência de queima são contabilizados junto à energia liberada, uma vez que a presença de umidade no solo e na vegetação influencia diretamente na redução da FRP.

Nesta pesquisa, foi desenvolvido um algoritmo acoplado ao modelo 3BEM (modelo de emissão que utiliza a relação entre a massa de biomassa queimada e os fatores de emissão para cada espécie) que se baseia na FRP (3BEM_FRE) e nas estimativas de área de influência do fogo para diferentes formações vegetais. A relação entre os dados de CO simulados pelo 3BEM_FRE e os dados coletados em campo, indicam que a maior frequência das correlações encontra-se entre 70% e 80% e que os dados estimados por este algoritmo são subestimados em até 20%, porém, em alguns casos é possível encontrar valores acima dos observados (superestimados em até 20%). Ainda, a análise dos dados simulados com os perfis de CO adquiridos nas campanhas SMOCC/RaCCI indicam melhorias, pois na maioria das observações, os valores modelados encontram-se dentro do desvio padrão.

Do mesmo modo, os dados de $PM_{2,5\mu m}$ simulados a partir dos dados de FRP e comparados com os dados do SMOCC/RaCCI exibem correlações entre 87% e 92%, mostrando uma melhor concordância com os dados de campo, porém, com subestimativas médias de 25%. Pode-se concluir que, em geral, o modelo 3BEM_FRE é capaz de reproduzir o padrão de queimadas, evidenciando uma melhora de até 25% em relação ao método tradicional. Ressalta-se que o método que utiliza a FRE tende a aumentar as estimativas de gases traços e aerossóis provenientes das queimadas, com exceção de algumas regiões apontadas na pesquisa.

Embora os produtos operacionais possam estimar a área de fogo ativo, fatores inerentes à aquisição dos dados e registro das informações podem ocasionar variações significativas nos valores obtidos. Além disto, a sensibilidade de saturação dos detectores dos sensores aliadas à função de espalhamento pontual e às características de cada sensor ocasionam variações significativas nestas estimativas. Desta forma, percebe-se uma tendência de redução na estimativa da área de fogo ativo com o aumento da temperatura do fogo, assim como, uma tendência de aumento da área do fogo para pixels que apresentem temperaturas baixas.

Conseqüentemente, o desenvolvimento de mapas climatológicos e coeficientes baseados na FRP permitem originar estimativas de área de fogo ativo e estimativas de emissão de gases traços e aerossóis para todo o globo, os quais estão relacionados com os produtos derivados de satélites ambientais e ponderados pela energia desprendida no processo de combustão. Para futuros estudos sugere-se o desenvolvimento de ajustes ponderando o ângulo de visada do sensor, assim como, a correção da FRP a partir da direção da pluma. Ainda, espera-se a realização de estudos mais aprofundados para diminuir as incertezas inerentes aos processos de aquisição dos dados e às estimativas da FRP.

Por último, pode-se concluir que o 3BEM_FRE pode ser utilizado para assimilar as emissões de gases traços e aerossóis no modelo CCATT-BRAMS. Sua principal vantagem é estimar, em diferentes *timesteps*, o ciclo de vida das queimadas ao invés de utilizar parâmetros temporais definidos como, por exemplo, uma curva gaussiana. Além disso, com a FRP e a área de influência do fogo podem-se estimar os fluxos de energia convectiva, necessários para o modelo *plumerise*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREAE, M. O. Biomass burning: its history, use, and distribution and its impact on environmental quality and global climate. In: levine, J. S. (Ed.). **Global biomass burning: atmospheric, climatic, and biospheric implications**, The MIT Press, Cambridge, MA, p. 2-21, 1991.

ANDREAE, M. O.; MERLET, P. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning, **Global Biogeochemical Cycles**, n. 15, v.4, p. 955-966, 10.1029/2000GB001382, 2001.

ANDREAE, M.; ROSENFELD, D.; ARTAXO, P.; COSTA, A.; FRANK, G.; LONGO, K. M.; SILVA DIAS, M. A. F. Smoking rain clouds over the Amazon, **Science**, v. 303, p. 1342-1345, 2004.

ARAÚJO, T. M.; CARVALHO Jr.^a, J. A.; HIGUCHI, N.; BRASILI Jr., A.C.P.; MESQUITA, A.L.A. A tropical rainforest clearing experiment by biomass burning in the state of Pará, Brazil. **Atmospheric Environment**, n. 33, p. 1991 – 1998, 1999.

BELWARD, A. The IGBP-DIS global 1 km land cover data set (DISCover) proposal and implementation plans, **IGBP-DIS Working Paper**, n.13, 1996.

BURLING, I. R.; YOKELSON, R. J.; GRIFFITH, D. W. T.; JOHNSON, T. J.; VERES, P.; ROBERTS, J. M.; WARNEKE, C.; URBANSKI, S. P.; REARDON, J.; WEISE, D. R.; HAO, W. M.; DE GOUW, J. Laboratory measurements of trace gas emissions from biomass burning of fuel types from the Southeastern and Southwestern United States. **Atmospheric Chemistry and Physics Discussion**, v. 10, p. 16425-16473, 2010.

CÂMARA, G. **Modelos, linguagens e arquiteturas para banco de dados geográficos**. 1995. 282 p. Tese (Doutorado em Computação Aplicada) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Sao Jose dos Campos, 1995. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/iris@1905/2005/07.29.07.25>>. Acesso em: 26 nov. 2013.

CHUVIECO, E.; COCERO, D.; RIANO, D.; ET AL. Combining NDVI and surface temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. **Remote Sensing of Environment**, v. 92, n. 3, p. 322-331. doi: 10.1016/j.rse.2004.01.019, 2004.

CRUTZEN, P.J.; ANDREAE, M.O. Biomass burning in the tropics: Impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. **Science**, v. 250, n. 4988, p. 1669–1678, 1990.

DE SANTIS, A.; ASNER, G. P.; VAUGHAN, P. J.; KNAPP, D. E. Mapping burn severity and burning efficiency in California using simulation models and Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 7, p. 1535-1545. doi: 10.1016/j.rse.2010.02.008, 2010.

DOZIER, J. A method for satellite identification of surface temperature fields of subpixel resolution. **Remote Sensing of Environment**, v. 11, p. 221-229, 1981.

EDWARDS, D.; AXE, L. Anatomical evidence in the detection of the earliest wildfire. **Palaios**, v. 19, p. 113–128, 2004.

EFRON, B. **The jackknife, the bootstrap and other resampling plans**. [S.l.]: SIAM, 1982.

EWERS, R.M.; LAURANCE, W.F.; SOUZA Jr., C.M. Temporal fluctuations in Amazonian deforestation rates. **Environmental Conservation**, v. 35, p. 303-310, 2008.

FEARNSIDE, P. M. Global warming and tropical land-use change: Greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation, **Climate Change**, v. 46, n. 1-2, p. 115-158, 2000.

FREEBORN, P.H.; WOOSTER, M.J.; HAO, W.M.; RYAN, C.A.; NORDGREN, B.L.; BAKER, S.P.; ICHOKU, C. Relationships between energy release, fuel mass loss, and trace gas and aerosol emissions during laboratory biomass fires, **Journal of Geophysical Research**, v. 113, n. D1, D01102, 10.1029/2007JD008489, 2008.

FREEBORN, P. H.; WOOSTER, M. J.; ROBERTS, G. Addressing the spatiotemporal sampling design of MODIS to provide estimates of the fire radiative energy emitted from Africa. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, p. 475–498, 2011.

FREITAS, S. R.; LONGO, K. M.; DIAS, M. A. F. S; CHATFIELD, R.; DIAS, P. L. S.; ARTAXO, P.; ANDREAE, M.; GRELL, G. A.; RODRIGUES, L.; FAZENDA, A.; PANETTA, J. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS). Part 1: Model description and evaluation, **Atmospheric Chemistry and Physics Discussion**, v.7, p. 8525-8569, 2007.

FREITAS, S. R.; LONGO, K. M.; SILVA DIAS, M. A. F.; CHATFIELD, R.; SILVA DIAS, P.; ARTAXO, P.; ANDREAE, M. O.; GRELL, G.; RODRIGUES, L. F.; FAZENDA, A.; PANETTA, J. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS) – Part 1: Model description and evaluation, **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 9, p. 2843-2861, 2009.

FUZZI et al. Overview of the inorganic and organic composition of size-segregated aerosol in Rondônia Brazil, from the biomass burning period to the onset of the wet season, **Journal of Geophysical Research**, v. 112, n. D01201, doi:10.1029/2005JD006741, 2007.

GIGLIO, L. **MODIS collection 4 active fire product user's guide**. Version 2.2, 2005. Disponível em <maps.geog.umd.edu/products/MODIS_Fire_Users_Guide_2.2.pdf>. Acesso em 03/08/2010.

GIGLIO, L.; VAN DER WERF, G. R.; RANDERSON, J. T.; COLLATZ, G. J.; KASIBHATLA, P.S. Global estimation of burned area using MODIS active fire observations. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 6, p. 957–974, 2006.

GOOD, P.; LOWE, J.; COLLINS, M.; et al. An objective Tropical Atlantic SST gradient index for studies of South Amazon dry season climate variability and change. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 363, p. 1761-1766, 2008.

HOUGHTON, R. A.; LAWRENCE, K. T.; HACKLER, J. L.; BROWN, S. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates, **Global Change Biology**, v. 7, p. 731–746, 2001.

ICHOKU, C.; KAUFMAN, Y. J. A method to derive smoke emission rates from MODIS fire radiative energy measurements. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 43, n. 11, p. 2636-2649, 2005.

ICHOKU, C.; GIGLIO, L.; WOOSTER, M.; REMER, L. Global characterization of biomass-burning patterns using satellite measurements of fire radiative energy. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 6, p. 2950-2962. doi: 10.1016/j.rse.2008.02.009, 2008.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). **Third Assessment Report (TAR), climate change, the scientific basis, contribution of working group I to the third assessment report of the international panel on climate change**. New York : Cambridge Univ. Press, 2001.

KAISER, J. W.; HEIL, A.; ANDREAE, M. O.; et al. Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power. **Biogeosciences**, v. 9, p. 527-554, 2012.

KAUFMAN, Y. J.; TUCKER, C. J.; FUNG, I. Remote Sensing of Biomass Burning in the Tropics. **Journal of Geophysical Research**, v. 95, n. D7, p. 9927-9939, 1990.

KAUFMAN, Y. J.; REMER, L.; OTTMAR, R.; WARD, D.; RONG-R, L.; KLEIDMAN, R.; FRASER, R.; FLYNN, L.; MCDOUGAL, D.; SHELTON, G. Relationship between remotely sensed fire intensity and rate of emission of smoke: SCAR-C experiment. In: LEVINE, J. (Ed.), **Global biomass burning**, Maryland: MIT Press, p. 685-696, 1996.

LEVINE, J. S. Biomass burning and the production of greenhouse gases. In: ZEPP, R. G. (Ed.) **Climate biosphere interaction: biogenic emissions and environmental effects of climate change**, 1994. ISBN 0-471-58943-3 Disponível em: http://asd-www.larc.nasa.gov/biomass_burn/biomass.html. Acesso em 24/01/2007.

LI, R.-R.; KAUFMAN, Y.J.; HAO, W.M.; SALMON, J.M.; GAO, B.-C. A technique for detecting burn scars using MODIS data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, vol. 42, no. 6, pp. 1300–1308, Jun. 2004.

LONGO, K. M.; FREITAS, S. R.; ANDREAE, M. O.; SETZER, A.; PRINS, E.; ARTAXO, P. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS) – Part 2: Model sensitivity to the biomass burning inventories, **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 10, p. 5785-5795, 2010.

JORDAN, N.S.; ICHOCU, C.; HOFF, R.M. Estimating smoke emissions over the US Southern Great Plains using MODIS fire radiative power and aerosol observations. **Atmospheric Environment**, v. 42, n.9, p. 2007- 2022, 2008.

OLSON, J. S.; WATTS, J. A.; ALLISON, L. J. Major World Ecosystem Complexes Ranked by Carbon in Live Vegetation: A Database (Revised November 2000). NDP-017. Available on <<http://cdiac.esd.ornl.gov/ndps/ndp017.html>>. **Carbon dioxide information analysis center**, 2000. Acesso em 07/08/2010.

PEREIRA, G.; FREITAS, S. R.; MORAES, E. C.; et al. Estimating trace gas and aerosol emissions over South America: Relationship between fire radiative energy released and aerosol optical depth observations. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 40, p. 6388-6397. doi: 10.1016/j.atmosenv.2009.09.013, 2009.

PRINS, E. M.; MENZEL, W. P. Geostationary satellite detection of biomass burning in South America. **International Journal of Remote Sensing**, v. 13, n. 15, p. 2783-2799, 1992.

RIGGAN, P.; TISSELL, R.; LOCKWOOD, R.; BRASS, J.; PEREIRA, J.; MIRANDA, H.; CAMPOS, T.; HIGGINS, R. Remote measurement of energy and carbon flux from wild-fires in Brazil. **Ecological Application**, n.14, pg. 855–872, 2004.

ROBERTS, G.; WOOSTER, M. J.; PERRY, G. L. W. ; DRAKE, N. ; REBELO, L.-M.; DIPOTSO, F. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: Application to southern Africa using geostationary SEVIRI imagery. **Journal of Geophysical Research**, vol. 110, no. D21, D21111, 2005.

ROBERTS, G.; WOOSTER, M. Fire detection and fire characterization over Africa using Meteosat SEVIRI. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 46, n. 4, p. 1200–1218, 2008.

ROY, D.P.; LEWIS, P.E.; JUSTICE, C.O. Burned area mapping using multitemporal moderate spatial resolution data - A bi-directional reflectance model-based expectation. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, p. 263–286, 2002.

SAATCHI, S.; HOUGHTON, R.; ALVALA, R. et al. Spatial distribution of live aboveground biomass in Amazon Basin. **Global Change Biology**, v. 13, p 816-837, 2007.

SEILER, W.; CRUTZEN, P.J. Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning. **Climate Change**, vol. 2, pp. 207–248, 1980.

SESTINI, M.; REIMER, E.; VALERIANO, D.; ALVALÁ, R.; MELLO, E.; CHAN, C.; NOBRE, C. Mapa de cobertura da terra da Amazônia legal para uso em modelos meteorológicos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 11., Belo Horizonte. **Anais ...** São José dos Campos: INPE, 2003. Artigos, p. 2901–2906. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8

SIMON, M.; PLUMMER, S.; FIERENS, F.; HOELZEMANN, J.J.; ARINO, O. Burnt area detection at global scale using ATSR-2: The GLOBSCAR products and their qualification. **Journal of Geophysical Research**, v. 109, n. D14S02, 2004. DOI: 10.1029/2003JD003622.

TANSEY K. *et al.* Vegetation burning in the year 2000: Global burned area estimates from SPOT VEGETATION data. **Journal of Geophysical Research**, v. 109, n. D14S03, 2004. DOI: 10.1029/2003JD003598.

TROLLOPE, W.S.W.; TROLLOPE, L. A.; POTGIETER, A.L.F.; ZAMBATIS, N. SAFARI-92 characterization of biomass and fire behavior in the small experimental burns in Kruger National Park. **Journal of Geophysical Research**, v. 101, p. 23,531–23,540, 1996.

VERMOTE, E.; ELLICOTT, E.; DUBOVIK, O.; LAPYONOK, T.; CHIN, M.; GIGLIO, L.; ROBERTS, G.J. An approach to estimate global biomass burning emissions of organic and black carbon from MODIS fire radiative power. **Journal of Geophysical Research**, v. 114, n. D18, 2009.

WHELAN, R.J. **The Ecology of Fire**. New York: Cambridge Univ. Press, 1995.

WOOSTER, M. J.; ZHUKOV, B.; OERTEL, D. Fire radiative energy for quantitative study of biomass burning: derivation from the BIRD experimental satellite and comparison to MODIS fire products. **Remote Sensing of Environment**, n. 86, p. 83-107, 2003.

WOOSTER, M.J.; ROBERTS, G.; PERRY, G.; KAUFMAN, Y.J. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release, **Journal of Geophysical Research**, v. 110, n. D21111: doi: 10.1029/2005JD006318, 2005.

XU, W.; WOOSTER, M.; ROBERTS, G.; FREEBORN, P. New GOES imager algorithms for cloud and active fire detection and fire radiative power assessment across North, South and Central America. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 9, p. 1876-1895, 2010.

YEBRA, M.; CHUVIECO, E.; RIANO, D. Estimation of live fuel moisture content from MODIS images for fire risk assessment. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 148, n. 4, p. 523-536. doi: 10.1016/j.agrformet.2007.12.005, 2008.

YOKELSON, R.J.; CHRISTIAN, T.J.; KARL, T.G.; GUENTHER, A. The tropical forest and fire emissions experiment: laboratory fire measurements and synthesis of campaign data. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 8, p. 3509–3527, 2008.

ANEXO A

Links para os artigos

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S135223100900778X>

<http://www.atmospolres.com/articles/Volume2/issue3/APR-11-031.pdf>

<http://www.lsie.unb.br/rbc/index.php/rbc/article/view/449>

http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102-77862012000100002&script=sci_arttext

ANEXO B

Capítulo de Livro

7

Biomass Burning Emission Estimation in Amazon Tropical Forest

Y. E. Shimabukuro

National Institute for Space Research (INPE), Brazil

G. Pereira

*National Institute for Space Research (INPE), Brazil; Federal
University of São João del-Rei (UFSJ), Brazil*

F. S. Cardozo, R. Stockler, S. R. Freitas, and S. M. C. Coura

National Institute for Space Research (INPE), Brazil

CONTENTS

7.1	Introduction	126
7.2	Methods for Estimation of Biomass Burning Emission	128
7.3	Biomass Distribution in Amazon Tropical Forest.....	129
7.4	Materials and Methods	129
7.4.1	Thermal Anomalies Detections.....	129
7.4.2	FRP Integration	130
7.4.3	CCATT-BRAMS Model and Biomass Burned Estimation	134
7.4.4	Field Data and Inventory Comparison	135
7.5	Results and Discussion	137
7.5.1	FRE Distribution	137
7.5.2	Aerosols and Trace Gases Emission Estimation for Amazon Tropical Forest.....	139
7.5.3	Emission Model Assessment.....	142
7.6	Conclusions.....	143
	Acknowledgments.....	144
	References.....	144

7.1 Introduction

Ecosystem services are processes by which the environment produces resources that are useful for humans. These services are extensive and diverse and determine the quality of our land, water, food, and health in general. There are a wide range of benefits obtained from the environment (CIFOR 2009; Haines-Young and Potschin 2013). In the “ecosystem services cascade” (Figure 7.1), services can have social as well as economic values. Most ecosystems, whether they are artificial, seminatural, or wholly natural, are multifunctional and capable of delivering market and nonmarket benefits. Figure 7.1 depicts a reasonable perspective where the ecosystem services are interrelated with the things that people directly use and value. These services can represent inputs to the economy (provisioning services, such as timber) or services to the economy such as the assimilation and processing of waste (regulating services). Social values can include cultural significance as well as moral and aesthetic worth for people. For instance, the carbon sequestration and water regulating services of plantation woodlands would not seem to be regarded as flows from the environment in the System of Economic and Environmental Accounts (SEEA 2003) model if we apply the term “natural flows” in a strict way, whereas they would be under the more conventional ecosystem service paradigm of Haines-Young and Potschin (2013).

Regarding forested ecosystems, Fearnside (1985) first proposed plans for managing forest timber and nontimber products. The same author categorizes the environmental services into three categories: biodiversity, water,

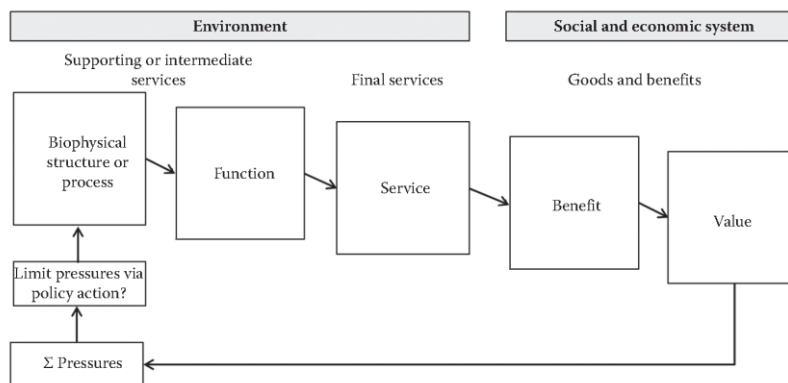


FIGURE 7.1

Ecosystem services cascade. (Adapted from Haines-Young, R. H., and M. Potschin. 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August–December 2012.)

and avoiding global warming (Fearnside 1997, 2000). Discussion of ecosystem services has since evolved to focus on “payments for ecosystem services” programs where the government pays landholders a stipend for such services as watershed maintenance. The concept of ecosystem services potentially helps to describe some of the ways that humans are linked to, and depend on, nature. It is also challenging because the connection between people and nature is complex, and different experts look at it in different ways. The ecosystem services, based on a new and hierarchical structure, are designed to eliminate overlapping and redundancies in categories levels. As a result, the Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) methodology can be regarded as a classification *sensu stricto* (Haines-Young and Potschin 2010, 2013).

In this context, land use and land cover changes are considered as the major modifiers of the environment. Biomass burning is continuously used to clear large areas of vegetated regions, consuming large amounts of biomass and releasing a high amount of trace gases and aerosols into the atmosphere. Biomass burning plays a trade-off role in the ecosystem services arena. On the one side, it is used for opening spaces for agriculture or livestock, for controlling pests, or for recycling nutrients. On the other side, fires affect biodiversity patterns, alter the atmospheric composition and climate regulation services, modify the carbon-cycling, affect the energy balance between the atmosphere and the land surface as well as the biogeochemical and hydrological cycles, and may damage houses, infrastructures, and human lives.

Biomass burning modifies the physical–chemical and biological characteristics of Earth’s surface, the atmosphere energy budget, and the climatic system (Andreae and Merlet 2001; Ichoku and Kaufman 2005; Cardoso et al. 2009). Furthermore, as the biomass burning emissions can be transported to distant regions, this phenomenon extrapolates from the local scale and modifies the energy balance in regional and global scales (Kaufman et al. 1995; Andreae et al. 2004). In addition, some gases emitted during the combustion process (CO, CO₂, CH₄, non-methane hydrocarbons, nitric acid, among others) are chemically active and interact with the hydroxyl concentration (OH), altering the efficiency of oxidation and modifying the tropospheric ozone, one of the greenhouse gases.

As noted, the biomass burning triggers depletory effects in several ways in three sections summarized by CICES. The consequences of the burning depend on the size and durability of the fire, causing damage to the biodiversity even under the soil, in micro and macro fauna, and in nutrient cycling, and affecting air quality and atmospheric composition. Moreover, there are some studies linking respiratory diseases and other health problem outbreaks in regions with annual high-intensity burning activities (Ignotti et al. 2010).

In the Amazon tropical forest, biomass burning is frequently associated with the process of agricultural expansion and production, such as deforestation, pasture renewal, and pest controls (Sampaio et al. 2007;

Cardoso et al. 2008; Marengo et al. 2010). The biomass burning period occurs during the dry season, between June and October (Crutzen and Andreae 1990); this is mainly due to a lack of significant precipitation and to the presence of low moisture in vegetation, which increases the vulnerability to fires (Nobre et al. 1991; Moraes et al. 2004). Moreover, initiation and maintenance of fire are influenced by factors such as the type of biomass, air temperature, humidity, and wind velocity (Freitas et al. 2005; Werf et al. 2006; Fearnside et al. 2009).

The general goal of this chapter is to show how remote sensing tools can provide valuable information in the assessment of the direct and indirect effects of biomass burning on ecosystem services. In particular, this work analyzes two different methodologies to estimate and assimilate biomass burning emissions into numerical models of air quality on Earth. In this work, Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensors onboard Terra and Aqua platforms and Geostationary Operational Environmental Satellite Imager sensors are used to estimate the amount of aerosols and trace gases released into atmosphere from Amazon tropical forest biomass burning.

7.2 Methods for Estimation of Biomass Burning Emission

Traditional biomass emission methods for estimating aerosols and trace gases generally utilize emission factors associated with fuel load characteristics and burned biomass of dry mass (Andreae and Merlet 2001). Furthermore, while emission factors for different species are accurately known, burn efficiency depends on fuel load moisture content (Chuvienco et al. 2004) and burned area, which is usually available a long time after the fire is over (Roy et al. 2002; Silva et al. 2005). Recently, new methods have been developed for deriving the burned biomass and fire emissions by estimating fire radiative power (FRP) from environmental satellites (Wooster et al. 2003, 2005; Ichoku and Kaufman 2005). FRP can be defined as that part of the chemical energy emitted as radiation in the biomass burning process. The temporal integration of FRP gives the fire radiative energy (FRE).

In theory, radiative intensity released by fires is linearly correlated with the burned biomass and might be independent of vegetation type (Wooster et al. 2005; Freeborn et al. 2008). Also, measurements by satellites of FRE released rates could be associated with aerosol optical depth (AOD) and biomass burned coefficients to provide regional smoke emission (Wooster et al. 2003; Ichoku and Kaufman 2005). These methods allow near-real-time estimation of the concentration of aerosols and trace gases emitted into the atmosphere using chemistry transport models (Chatfield et al. 2002; Horowitz et al. 2003; Freitas et al. 2009).

7.3 Biomass Distribution in Amazon Tropical Forest

The total of aboveground biomass in the Amazon basin and in other ecosystems exhibits significant variations depending on the methodology adopted. Factors such as the amount of carbon in vegetation and the carbon sequestration in a burned area are difficult to calculate. Saatchi et al. (2007) estimated the total biomass in the Amazon basin as 86 petagrams (Pg), approximately 300 to 400 tons per hectare (ha). Furthermore, the total amount of aboveground biomass for the Amazon basin was estimated at $4 \text{ kgC} \cdot \text{m}^{-3}$ to $15 \text{ kgC} \cdot \text{m}^{-3}$ by Olson et al. (2002). Many studies such as Houghton et al. (1999, 2001) and Fernandes et al. (2007) analyzed the amount of biomass consumed by fires or land use and land cover changes in South America; however, the agreement in biomass estimation is not so evident. Houghton et al. (1999) and Tian et al. (1998) estimated the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use as 0.2 and $0.3 \text{ PgC} \cdot \text{y}^{-1}$, respectively. Moreover, Pereira et al. (2011) and Kaiser et al. (2012), using FRE, estimated $0.28 \text{ PgC} \cdot \text{y}^{-1}$ (for 2002) and $0.33 \text{ PgC} \cdot \text{y}^{-1}$ (annual average) for the total consumed by fires in South America biomass burning.

In South America, several weather systems can change the transport of burning biomass emissions, modifying the chemical composition of air, the radiation budgets, and the clouds' microphysical properties (Freitas et al. 2005). In the Amazon basin, fire flame temperature can exceed 1600 K and usually ranges between 830 and 1440 K (Riggan et al. 2004). With the high energy intensity released in the biomass burning activity, the plume emitted into the atmosphere can reach more than 6000 m above ground level. As a consequence, to analyze the effect of biomass burning at different scales, it is essential to estimate (spatially and temporally) the emission of trace gases and aerosols. In this context, this work aims to analyze two different methodologies to estimate and assimilate biomass burning emissions into numerical models of air quality on Earth.

7.4 Materials and Methods

7.4.1 Thermal Anomalies Detections

The MODIS sensors onboard Terra and Aqua platforms have polar orbit, an imaging angle of $\pm 55^\circ$ and an altitude of 705 km. The time overpasses vary over a given point of the surface according to the platforms: Although the Terra platform (whose products receive the denomination MOD) crosses the equator on its descending orbit at 10:30 am and 10:30 pm, the Aqua platform (whose products are denominated MYD), in its ascending orbit, crosses the equator at 01:30 pm and 01:30 am (Giglio 2005). The products that contain

information about fires and FRP are called MOD14 and MYD14. The Terra and Aqua MODIS instruments acquire data twice daily according to the platforms' overpasses. These four daily MODIS fire observations serve to advance global monitoring of the fire process and its effects on ecosystems, the atmosphere, and on climate. The science datasets in these products include fire-mask, algorithm quality, radiative power, and numerous layers describing fire pixel attributes and utilizing the method proposed by Kaufman et al. (1996). The MODIS fire products present a spatial resolution of 1 km² at nadir, reaching 3 km at high view zenith angles, and, commonly, provide two to four observations of determined land surface.

The Geostationary Operational Environmental Satellite (GOES) image sensor onboard the GOES constellation acquires information in five spectral bands located in the range of visible to thermal infrared of the electromagnetic spectrum. The algorithm for thermal anomalies detection uses the spectral bands centered at 3.9 and 10.7 μm (Prins and Menzel 1992) and is based on the method proposed by Roberts et al. (2005). The Wildfire Automated Biomass Burning Algorithm (WFABBA) (available at <http://wfabba.ssec.wisc.edu/wfabba.html>) is a product for fire detection based on the GOES satellite and utilizes the method proposed by Wooster et al. (2005) for FRP estimation, described in Xu et al. (2010). Currently, the GOES program maintains three satellites in operation that acquire information from South, Central, and North America at regular intervals (15–30 minutes); the METEOSAT satellite can be used for Africa and Europe. The estimation of thermal anomalies has been performed since 1997, covering a 16-year historic series. One advantage of using geostationary satellites with low spatial resolution (4 km at NADIR) is the high frequency of observations, which allows the life cycle characterization of particular fires (Figure 7.2). However, one disadvantage is that about 5%–10% of Amazon fires detected by the sensor saturate the detectors centered at 3.9 μm , making it impossible to estimate large fire emissions (Pereira et al. 2009). Saturated pixels occur when the size and temperature of the fire exceed the sensitivity of the sensor to capture electromagnetic radiation, making it impossible to derive the FRP actual by the WFABBA method. Moreover, MODIS and GOES FRP estimations present some uncertainties such as simultaneous observations of fire and smoke (approximate error of $\pm 11\%$), cloud cover ($\pm 11\%$), and the accuracy and consistency of FRP ($\pm 16\%$), among other factors (Vermote et al. 2009).

7.4.2 FRP Integration

Figure 7.3 shows the flowchart of FRP integration methodology. In the first step, FRP observations for a specific day are grouped according to time acquisition and product of origin. In this step, low-confidence fire pixels (values below 50% for MOD14 and MYD14 products and flags 4 and 5 for the WFABBA/GOES product) were eliminated from FRP integration.

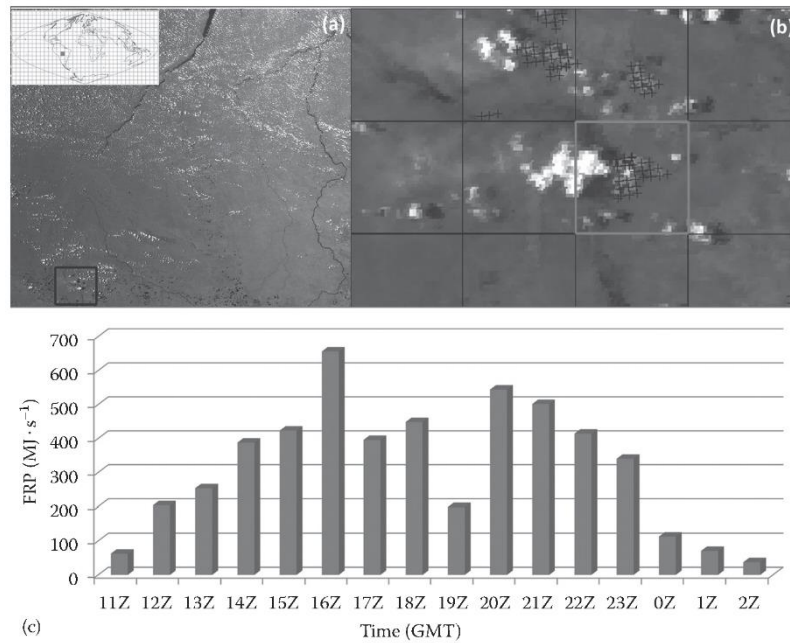


FIGURE 7.2 (See color insert.)

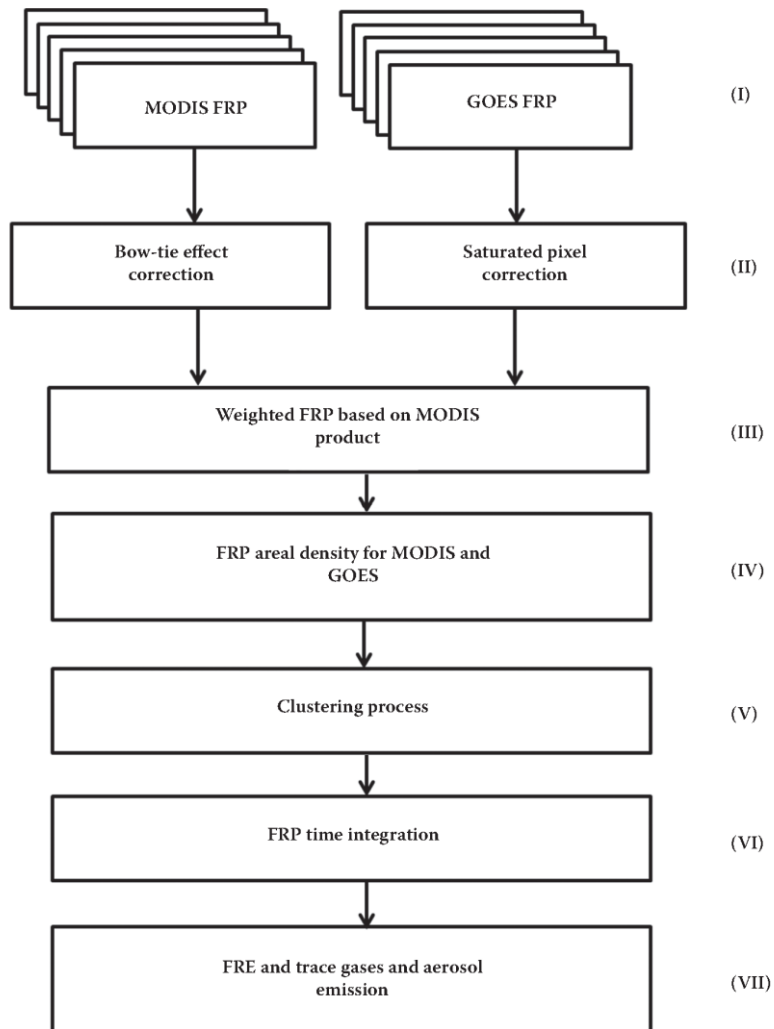
(a) MODIS/Aqua sensor image, 1B2G7R composition, characterizing the fires in the arc of deforestation on September 29, 2007, (in black); (b) detected and available fires by MYD14 product and squares used by convolution mask to cluster all fires; and (c) characterization of the life cycle related to fires found in red square and used for fire radiative power (FRP) integration ($\text{MJ} \cdot \text{s}^{-1}$) throughout the temporal series.

For MODIS FRP values, Equation 7.1 is applied to minimize the bow-tie effects, as described in Freeborn et al. (2011):

$$\text{MODIS}_{\text{FRP}} = \text{FRP} \cos^2(\theta) \quad (7.1)$$

where θ represents the MODIS view zenith angle for a particular fire pixel.

Pereira et al. (2009) analyzed 9 years of WFABBA data and found that 6.6% of detected fires saturate. Therefore, saturation percentage could vary due to variations in seasonal weather characteristics and biomass burning activities, such as atypical rainy periods or strong droughts in the Amazon basin. However, instead of removing GOES-saturated pixels without FRP estimation and ignoring important episodes of biomass burning, an alternative was used to estimate FRP based on the method of middle-infrared (MIR) radiance (Equation 7.2). This methodology is based on the premise that emitted

**FIGURE 7.3**

Flowchart of the methodology divided into seven steps: (I) Data acquisition; (II) correction of bow-tie effect and pixel saturation; (III) FRP adjustment; (IV) FRP areal density estimation; (V) clustering process; (VI) FRP integration; and (VII) FRE and trace gases and aerosol emission estimation.

spectral radiance (M_λ) in a spectral band centered at 3.9 μm is proportional to FRP (Wooster et al. 2003, 2005):

$$\text{FRP}_{\text{MR}} = \frac{A_g}{a} \sigma \int_{3.76}^{4.03} M(\lambda, T) d\lambda - M_b \quad (7.2)$$

$$M(\lambda, T) = \frac{c_1}{\lambda^5 \left(\exp\left(\frac{c_2}{\lambda T}\right) - 1 \right)}$$

where A_g represents the area of GOES pixel; a is a constant fit based in GOES MIR spectral band; M_λ is the emitted spectral radiance; c_1 and c_2 are constants ($3.74 \times 10^8 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ and $1.44 \times 10^4 \mu\text{m} \cdot \text{K}$, respectively); λ is the wavelength (μm); T represents the temperature (Kelvin), and M_b is the radiance emitted by the background (110 MW).

After correcting bow-tie effects for MODIS fire products and assigning values to GOES-saturated pixels without FRP estimation (second step), the third step consists of correcting GOES FRP values according to their range values. Xu et al. (2010) compared the FRP coincident values of MODIS and GOES with time differences less than 10 minutes and a viewing zenith angle less than 30° and found that approximately 90% of GOES FRP values differ by less than 50% from the coincident MODIS value. In this study, FRP values estimated by GOES satellites below 1000 MW are corrected by 17%, and FRP values higher than 1000 MW are corrected by 41% (Xu et al. 2010). This procedure is also applied in the Spinning Enhanced Visible and InfraRed Imager (SEVIRI) onboard Meteosat Second Generation (MSG), but due to spatial coverage we decided not to use these data in Amazon biomass burning emission estimation.

For GOES and MODIS FRP integration, the method proposed by Kaiser et al. (2012) for MODIS was used for both satellites. In the fourth step, MODIS and GOES FRP areal density is calculated by weighting the FRP values by pixel area. In this step, a water bodies map derived from a Brazilian official land use and land cover map (MMA) is utilized to correct eventual errors in areal density. In this context, the fifth step of the algorithm consists of determining the grid configuration necessary for the clustering process. In this study, we decided to estimate the FRE on regular grids with a spatial resolution of 0.17° , which is the current operational Coupled Chemistry-Aerosol-Tracer Transport Model coupled to Brazilian Regional Atmospheric Modeling System (CCATT-BRAMS) model resolution.

The clustering process performs a combination of all detected fires from different sensors. In this step, the size of a matrix that merges FRP data could be defined according to CCATT-BRAMS spatial resolution and grid configuration. Consequently, the convolution mask $\eta(\gamma, \kappa)$, of size $M \times N$ (rows \times columns), running over the grid with FRP areal density values

estimated by different satellites $\xi(\text{lon}, \text{lat})$ will result in the grid (FRP_{grid}) containing all clustered fires for a given time step

$$\text{FRP}_{\text{grid}(\text{lon}, \text{lat}, t)} = \sum_{\gamma=-\alpha}^{\alpha} \sum_{\kappa=-\beta}^{\beta} \eta(\gamma, \kappa) \xi(\text{lon} + \gamma, \text{lat} + \kappa, t) \quad (7.3)$$

where the clustered grid is defined to all points where the mask of $M \times N$ size overlaps the image completely ($\text{lon} \in [\alpha, M - \alpha]$, $\text{lat} \in [\beta, N - \beta]$). In this example, the algorithm developed in this study runs through the matrix in a mask size of 400 km^2 ($20 \text{ km} \times 20 \text{ km}$). Accordingly, clustered FRP temporal evolution values for all fires detected by Aqua, Terra, GOES-10, GOES-11, GOES-12, GOES-13, and GOES-15 satellites are stored. Based on the FRP values and their respective times of occurrence for each grid point, the FRE was calculated by the following equation (sixth step):

$$\text{FRE}_{\text{grid}(\text{lon}, \text{lat})} = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n (\text{FRP}_i + \text{FRP}_{i+1}) \cdot (T_{i+1} - T_i) \quad (7.4)$$

where $\text{FRE}_{\text{lon}, \text{lat}}$ represents the geographic location (longitude and latitude) of a particular point of the regular grid; T is the interval between the observations; and n represents the observation. For this estimation, it is assumed that the spatial distribution observed in part of the regular grid is representative for its totality. However, if the interval between two acquisitions is greater than four hours ($\Delta T > 14400 \text{ s}$), it is assumed the hypothesis of two or more independent fires, then the algorithm initiate a new integration of FRP values ($T = 0$). After FRE estimation, these data are assimilated into a CCATT-BRAMS model and the injection of trace gases and aerosols is calculated (the seventh step).

7.4.3 CCATT-BRAMS Model and Biomass Burned Estimation

The CCATT-BRAMS, developed to simulate the atmospheric circulation at various scales, is based on BRAMS numerical model (Freitas et al. 2009). In this model, the transport of trace gases and aerosols is made simultaneously with the evolution of the atmospheric state, using the same time step and the same physical and dynamics parameterizations of the atmosphere. The mass conservation equation for CO and for $\text{PM}_{2.5}$ is calculated by the following tendency equation (Freitas et al. 2009):

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{s}}{\partial t} = & \underbrace{\left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t} \right)_{\text{adv}}}_{\text{I}} + \underbrace{\left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t} \right)_{\text{PBL, diff}}}_{\text{II}} + \underbrace{\left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t} \right)_{\text{deep conv}}}_{\text{III}} + \underbrace{\left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t} \right)_{\text{shallow conv}}}_{\text{IV}} + \underbrace{\left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t} \right)_{\text{chem CO}}}_{\text{V}} \\ & + \underbrace{W_{\text{PM}_{2.5\text{um}}}}_{\text{VI}} + \underbrace{R}_{\text{VII}} + \underbrace{Q_{\text{pr}}}_{\text{VIII}} \end{aligned} \quad (7.5)$$

where s is the grid box mean tracer mixing ratio, term (I) is the 3D transport (advection by mean wind), term (II) represents the subgrid-scale diffusion in the planetary boundary layer (PBL), and terms (III) and (IV) are the subgrid transport by deep and shallow convection, respectively. Term (V) is applied to CO, which is treated as a passive tracer with a lifetime of 30 days (Seinfeld and Pandis 1998), term (VI) is the wet removal applied to $PM_{2.5 \mu m}$; term (VII) refers to the dry deposition applied to gases and aerosol particles; and term (VIII) is the source term that includes the plume rise mechanism associated with the vegetation fires (Freitas et al. 2009; Longo et al. 2010).

In CCATT-BRAMS, the module that performs the burned biomass estimation is denominated Brazilian Biomass Burning Emission Model (3BEM); see Longo et al. (2010) for more details. In this model, the burned biomass is estimated from the carbon present in living vegetation (Olson et al. 2000; Houghton et al. 2001) data. For a given pixel in the CCATT-BRAMS model, the total emission source for a given gas or aerosol and its variation during the days is estimated by 3BEM using FRE (Equation 7.6) and using the method that utilizes combustion factors and the burned biomass method (Equation 7.7):

$$Q_{\text{plumerise}}^{[\epsilon]}(t) = \frac{gf(t)}{p_0 \Delta V} \cdot (EF^{[\epsilon]} \cdot \vartheta \cdot FRE_{\text{grid}(\text{lon}, \text{lat})}) \quad (7.6)$$

$$Q_{\text{plumerise}}^{[\epsilon]}(t) = \frac{gf(t)}{p_0 \Delta V} \cdot (EF^{[\epsilon]} \cdot \text{BBurned}) \quad (7.7)$$

where t is the time (s); $gf(t)$ represents a Gaussian function, centered at the period of maximum emission and used to simulate the diurnal cycle; p_0 is related to the weather conditions; ΔV is the volume of the pixel; EF represents the emission factor for a given species (ϵ); ϑ is the coefficient related to the rate of biomass consumption ($1.37 \text{ kg} \cdot \text{MJ}^{-1}$; Kaiser et al. 2012); and BBurned is the burned biomass estimated by the 3BEM model.

7.4.4 Field Data and Inventory Comparison

The Acre State, located in western Brazilian Amazonia (marked as 1 in Figure 7.4), has three, well-preserved phytoecological regions: (1) the area of campinarana, shrub, and forested physiognomies with no palm trees in the northwest of the state; (2) the rainforest region, presenting the alluvial formation with emergent canopy, located in two small areas, in the northwest and in a small strip in the central area, close to the border of Amazonas State (marked as 2 in Figure 7.4); and (3) the open rainforest region, which is the main phytoecological region of Acre, located throughout the state, presenting the alluvial formation with palm trees, the submontane formation with emergent canopy, the lowlands formation with uniform and emergent canopy, and the alluvial

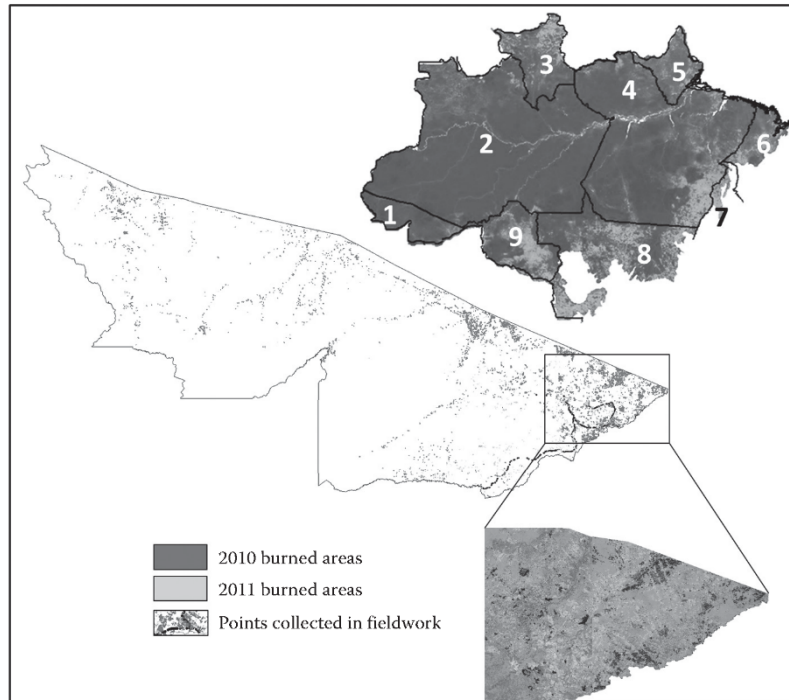


FIGURE 7.4 (See color insert.)

Brazilian State boundaries: (1) Acre; (2) Amazonas; (3) Roraima; (4) Pará; (5) Amapá; (6) Maranhão; (7) Tocantins; (8) Mato Grosso; and (9) Rondônia; and 2010 (red) and 2011 (yellow) burned areas map of Acre State with points collected in the fieldwork.

formation with the presence of palms trees and bamboos. Moreover, the Acre State has anthropic areas, especially pasturelands for livestock use (which is the main activity of the state), and has insignificant secondary vegetation located in areas associated with grasslands (IBGE 2005).

The burned areas maps for Acre State were derived from thematic mapper (TM)/Landsat 5 images for the time periods 2010 and 2011. The estimate of burned areas was performed by selecting all available images that presented burned scars in the study area for these two years, which accounted for 15 path/row and 56 images. Initially, the TM images were loaded in the SPRING 4.3.1 software developed by INPE (Câmara et al. 1996). In this software, all images were geometrically corrected using a polynomial model and were interpolated by the nearest neighbor algorithm.

The burned areas for Acre State were classified using image segmentation, a process that creates polygons with homogeneous spectral characteristics

through a similarity threshold (minimum image gray value for which two regions are considered similar and grouped into a single polygon) and an area threshold (minimum area to be individualized defined by number of image pixels). In this study, the similarity and area thresholds were defined as 12 and 8, respectively, after several tests for achieving the best classification results of burned scars.

Thus, the burned scars were defined by polygons and a manual image editing was performed to minimize commission and omission errors resulting from the digital classification process (Almeida-Filho and Shimabukuro 2002). To validate the burned area maps, two field studies were performed (Figure 7.4). In these field studies, 33 ground points were visited in order to validate the burned area maps derived from TM/Landsat 5 images. Furthermore, due to the inaccessibility of some ground points regions, the collected samples were located near the main roads. The comparison of collected field data and mapped area presented an overall accuracy of 93%, with 6% omission and 1% commission errors. In this case, omission errors could be explained by regrowth of vegetation smoothing the burn scars in the satellite images.

The statistical analysis of 2010 polygons indicated that mapped burn scars showed a minimal size of 0.01 ha and a maximum size of 3660 ha, with an average value of 15 ha. Individually, the polygons with a size between 2 and 6 ha represented 54% of total mapped areas, while polygons with a size between 7 and 20 ha represented 29% of mapped areas. Also, the smaller burn scar areas, covering 0.01–1 ha, represent only 2% of the total number of polygons and larger burn scar areas (>20 ha) comprise 13% of the total mapped polygons, indicating that for the year 2010, the highest number of occurrences of burned areas was observed for small areas.

For the year 2011, the average value of burned areas was 14 ha, with a minimum size of 0.01 ha and a maximum size of 1383 ha, a smaller area when compared to 2010 burn scars. Also, the burned areas between 1 and 8 ha represented 58% of all occurrences, followed by burned polygons between 9 and 20 ha, with 27% of the total; moreover, larger burn scars (>20 ha) comprised 14% of total mapped polygons, maintaining the same pattern as 2010 but with a lower occurrence of burned areas in the study area.

7.5 Results and Discussion

7.5.1 FRE Distribution

Figure 7.5 shows the spatial distribution of FRE for the Amazon biome in the 2000 to 2011 time periods, estimated from MODIS and GOES satellites data. Commonly, the highest values of FRE are located at the border of the Amazon rainforest, known as the arc of deforestation; it is in this region that the main

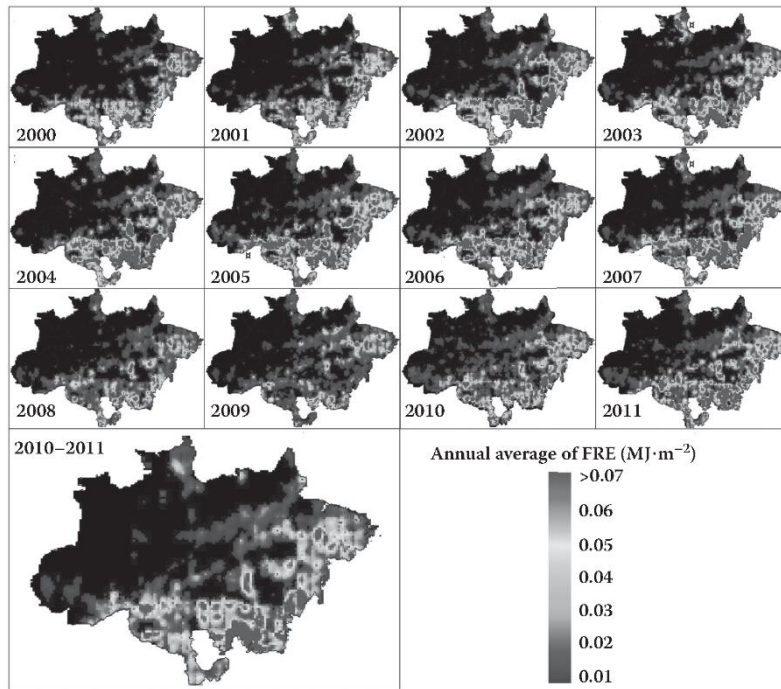


FIGURE 7.5 (See color insert.)

Spatial distribution of fire radiative energy (FRE) ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$) for Amazon biome for the period between 2000 and 2011, estimated from daily observations.

forest logging and subsequent agricultural expansion occur. In many areas, the annual average of FRE reaches values higher than $0.07 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}$ in the Brazilian Amazon. Thus, considering the grid area (400 km^2), the energy released in some grid points is equivalent to approximately $0.2 \text{ PJ}\cdot\text{y}^{-1}$. Integrating these values, we can estimate the energy released per year for Amazon biome as approximately 400 PJ. Kaiser et al. (2012), using MODIS fire products, estimated the monthly FRE for South America at 100–450 PJ; however, these values change according to burning season and rainfall regime.

In Figure 7.5, it is possible to verify whether the FRE values present a temporal and spatial variability resulting from economic processes (Ewers et al. 2008) and climatic factors (Barlow and Peres 2004; Good et al. 2008). In the Amazon biome, burning events occur mainly in the dry season, between July and October, with some incidences of fires in the dry-to-wet transition. Analyzing the spatial variability, the years with higher incidences of fires

and biomass consumption were 2002, 2005, and 2007. In these years, the spatial distribution of FRE is located mainly in the Brazilian states of Mato Grosso, Pará, and Rondônia, which comprise the frontier of agriculture and livestock expansion in Brazil. In the temporal distribution of FRE, it is possible to verify anomalous episodes of burning; for example (marked with the symbol ϖ): (1) the episode occurred in the Acre State in 2005, exceeding considerably the annual average for the region; (2) the intense FRE values in 2003 and 2007 in Roraima State. Moreover, it was observed that in the rainiest years, the energy released was reduced significantly in all regions (such as observed in 2008 and 2009).

7.5.2 Aerosols and Trace Gases Emission Estimation for Amazon Tropical Forest

To calculate the trace gases and aerosols released into atmosphere, the CCATT-BRAMS model, in its original form, uses the 3BEM method developed by Longo et al. (2010). Thus, for a given pixel detected as burned by WFABBA or MOD14/MYD14 products, after a filter is applied to remove repeated fires in a radius of 1 km and the type of land use and land cover is determined according to Belward (1996) and updated with MODIS products, the emission estimate is obtained by the following equation:

$$M^{[e]} = \alpha_{veg} \cdot \beta_{veg} \cdot EF^{[e]} \cdot a_{fogo} \quad (7.8)$$

where $M^{[e]}$ represents the species emission, α_{veg} e β_{veg} characterizes the aboveground biomass fraction and the burning efficiency of vegetation described in Table 7.1, $EF_{veg}^{[e]}$ is the emission factor for each species, and a_{fogo} is

TABLE 7.1

Combustion Factor and Aboveground Biomass Utilized by 3BEM

IGBP LULC Legend	Combustion Factor	Aboveground Biomass (kg · m ⁻²)
Evergreen broadleaf forest	0.5	29.24
Deciduous broadleaf forest	0.43	12.14
Mixed forest	0.43	12.14
Closed shrublands	0.87	7.40
Open shrublands	0.72	0.86
Woody savannas	0.45	10.00
Savannas	0.52	6.20
Grasslands	1.00	0.71
Permanent wetlands	0.40	3.80
Croplands	0.40	3.80
Cropland/natural vegetation mosaic	0.40	3.80
Barren or sparsely vegetated	0.84	1.00

the burned area. Correspondingly, in FRP processing and integration, the total biomass consumed was obtained for each grid of 20 km. Thus, for each detection, the land use and land cover were estimated, and these were applied to the emission factors for each species.

Figure 7.6 shows the temporal variation (January 2000 to December 2011) of CO estimation ($10^{-6} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) for all of the Amazon biome, estimated by 3BEM and FRE methods. The comparison of these two methods indicates that, in general patterns, both generally agree (Figure 7.6c), with a trend of greater values of trace gases and aerosols estimated by the 3BEM method (*t*-student, $p > 0.05$, $n = 144$). Figure 7.6a and b shows the values of the angular coefficient and correlation, respectively, estimated from the bootstrap technique originally developed by Efron (1982). In this technique, a population of 1.0×10^4 reconstructs the original curve and provides the parameters to create the confidence interval and error analysis for the model estimation, providing measures of accuracy for sample estimates.

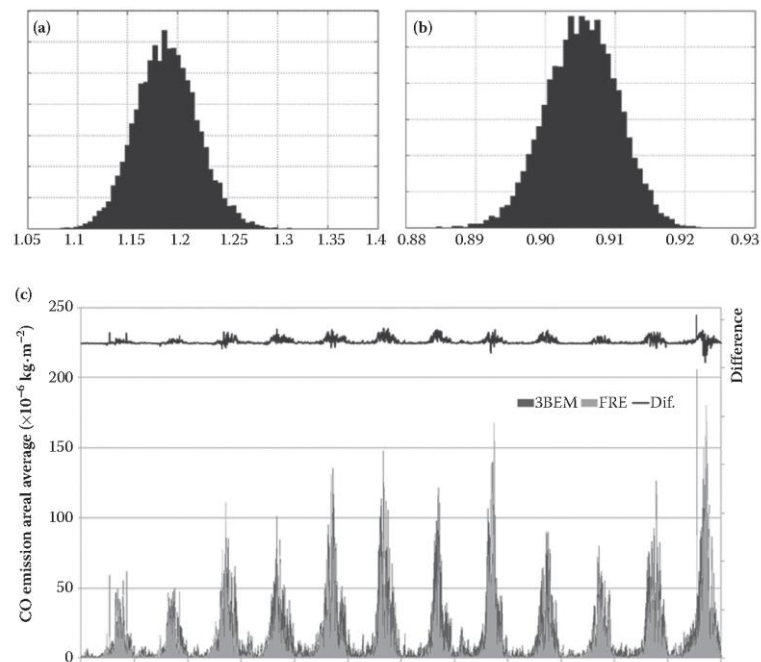


FIGURE 7.6

(a) Angular coefficient distribution and (b) correlation for CO data estimated by 3BEM (x axis) and by FRP (y axis) from the bootstrap technique; (c) estimation of the mean values of CO from 3BEM and FRE for the period between 2000 and 2011.

Looking at Figure 7.6c, we can see that, in low burning periods, the two models presented very similar values, and the years 2000 and 2001 can be cited as examples in which the estimated values of CO from FRE are 12% below those estimated by 3BEM for the months from October to December, as seen in the difference graph (3BEM minus FRE) at the top of Figure 7.5c. In general, a difference of 20% is detected for CO estimation with both methods, except for the year 2011, in which the CO values estimated from FRE in some days are larger than the values estimated by 3BEM, especially in the months of September and October. The factors that may cause this variation may be the greater number of observations at shorter intervals (new data from GOES-13) and the change in the detection algorithm and in FRP estimation (Xu et al. 2010), among others.

Figure 7.7 shows the CO average ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$) estimated for the period between January 2000 and December 2011 based on FRE (Figure 7.6a) and 3BEM (Figure 7.6b). Among the main differences between the two methods are the increase in biomass burned emissions in the eastern portion of the image (the Tocantins and Maranhão States, marked with \square) that represents a transition between the Amazon forest and the Brazilian cerrado; and the increase in emissions in the southern Mato Grosso State and central Bolivia. In South America, the fires are mainly linked to agricultural activities, which presents a high variability. Thus, the highest incidence of fires occurs in the arc of deforestation located primarily in the Mato Grosso, Pará, and Rondônia States. In these areas, the density of fires can reach 125 observations per km^2 . Over the past 16 years, Mato Grosso State has been the region with the largest number of fires, exceeding 1.3×10^6 observations, followed by Pará State with 0.9×10^6 observations (INPE 2012).

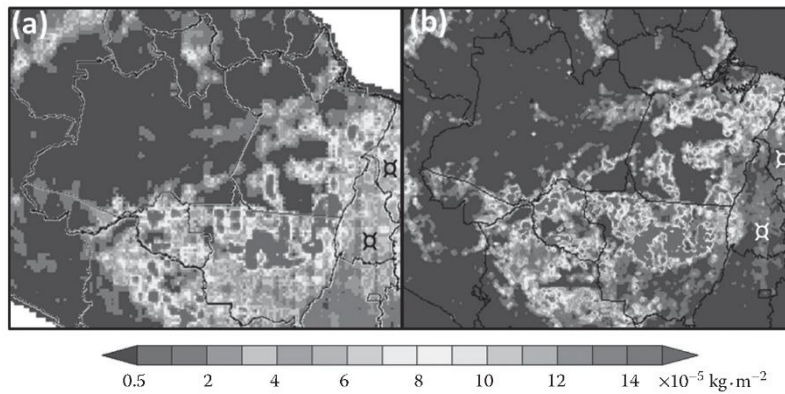


FIGURE 7.7 (See color insert.) Average distribution of CO ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$) for the Amazon biome between 2000 and 2011 estimated from the (a) FRE and (b) 3BEM methods.

Although we can notice some differences in spatial distribution of CO between the two methods, in general, there is an agreement between the analyzed models. Among the factors that could cause such differences are the use of parameters such as the fraction of aboveground biomass, burning efficiency of vegetation, and areas burned by traditional methods. The characterization and estimation of these variables are very complex, depending on weather and vegetation moisture. Also, the fraction of aboveground biomass is unlikely to be homogeneous for large areas, and near-real-time burned area is one of the major uncertainties in remote sensing data estimation (Chuvienco et al. 2004; Yebra et al. 2008).

The trace gases and aerosol estimations derived from FRP directly relate to biomass burning. In addition, factors that affect the burning efficiency directly influence the energy released by fires, such as the decrease of soil and vegetation moisture. However, in this method, the sources of error are associated with characterization of the diurnal cycle of FRP and different sensitivities of orbital sensors. In addition, some factors could generate some uncertainties, such as the simultaneous observations of biomass burning and the smoke plume (approximate error $\pm 11\%$), the accuracy and consistency of FRP ($\pm 16\%$), and cloud cover ($\pm 11\%$), among other factors, as noted by Vermote et al. (2009).

7.5.3 Emission Model Assessment

Figure 7.8 shows the mean concentration of CO (ppb) for July 15, 2010, to November 11, 2010 (Figure 7.8a), and July 15, 2011, to November 15, 2011 (Figure 7.8b), and the location of fires detected by MODIS and GOES for the same period (Figure 7.8c and d, respectively). The occurrence of fires was higher in 2010 than 2011. According to Figure 7.8c, the highest incidence of burned areas occurred in the eastern region of the Acre State, coinciding with the area that presents the highest rates of deforestation, as calculated by the Program for Deforestation Assessment in the Brazilian Legal Amazonia (PRODES). For the year 2010, 2000 km² of burned areas were mapped, representing 1.3% of the total Acre State area. Similarly, it was noted that the occurrence of fires decreased considerably in the following year (2011), but the spatial distribution of fires remained similar to 2010, with the eastern region presenting the highest incidence of fires. The burned area decreased to 643 km², a reduction of 68%. Among the factors that contributed to this decreased incidence of fires is the difference in annual rainfall; 2010 was drier than 2011, according the National Institute of Meteorology (INMET).

Furthermore, it is important to emphasize that another factor that could be primordial in the reduction of burned areas is the implementation of public policies, such as the increase of surveillance, the certification of properties, and alternative techniques to the use of fire. Recently, Acre State has created a series of programs called the Valuation Policy of Acre Environmental Forest Asset (PVAFA), the result of a partnership with government institutions

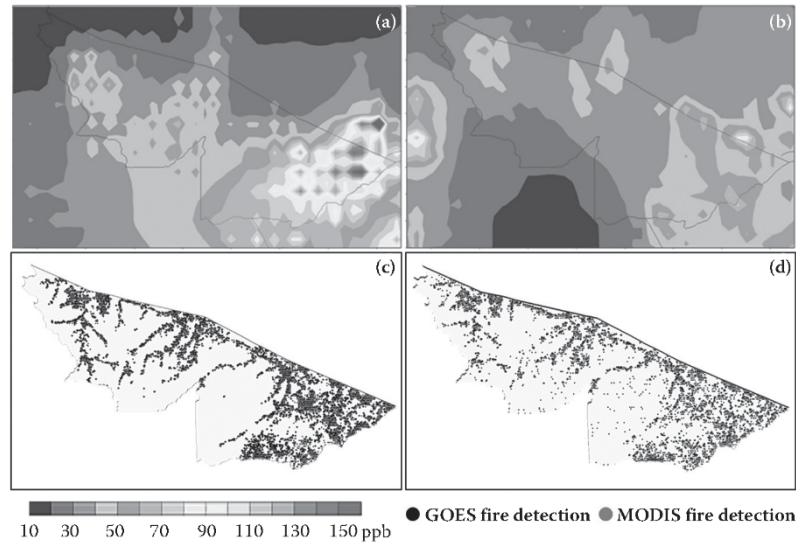


FIGURE 7.8 (See color insert.)

CO concentration modeled by CCATT-BRAMS to (a) 2010 and (b) 2011 using FRE approach; location of fires detected by MODIS and GOES for (c) 2010 and (d) 2011.

and civil society organizations. From the inventory of burned areas for 2010 and 2011, the total biomass burned was estimated from the spatial distribution of live aboveground biomass (Saatchi et al. 2007). Consequently, it was estimated that for 2010 and 2011, only in Acre State, 28.3 and 8.7 Tg of biomass were exposed to the combustion process, respectively. In general terms, comparing these values with those estimated by 3BEM and FRE, the models can reproduce 82% and 76% of all biomass consumed for 2010 and 85% and 78% for 2011, showing an agreement between observed and modeled data.

7.6 Conclusions

Many human activities disrupt, impair, or reengineer ecosystems every day. Biomass burning modifies many ecological processes that are vital to maintaining ecosystem services and the biological sustainability of Earth. In this study, we demonstrate the large number of direct and indirect effects of biomass burning on the ecosystem services at distinct spatial and temporal

scales. In this context, remote sensing products can provide valuable information for estimating fire detection and its emission into atmosphere. Remote sensing high spatial temporal repetitiveness allows characterization of the life cycle of biomass burning and its assimilation into numerical models of air quality.

From 2000 to 2011, the Amazon biome displayed a high incidence of fires that varied according to climatic factors associated with rainfall anomalies and socioeconomic processes. In the Amazon biome, the highest values of biomass burning emissions are concentrated in the arc of deforestation and linked with forest logging and subsequent agricultural expansion. In many regions, daily FRE values could be higher than $0.07 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-2}$ or approximately $0.2 \text{ PJ} \cdot \text{y}^{-1}$ and occur essentially between July and October (dry season) with some incidences of fires in the dry-to-wet transition (October–December). Analyzing the spatial variability, the years with a higher incidence of fires and biomass consumption were 2002, 2005, and 2007.

The evaluation of the emission method that uses combustion factors and biomass and the FRE-based method indicates that, in general patterns, both methods exhibit similarities, with a tendency toward greater values of trace gases and aerosols when estimated by the 3BEM method. Inventory data acquired from Acre State indicate that 3BEM and FRE methods can reproduce 82% and 76% of all biomass consumed for 2010 and 85% and 78% for 2011. Thus, new methods that utilize FRP represent a substantial improvement in biomass burning emission estimation, especially for real-time applications. However, the FRE-based method shows promise for accuracy development and new parameterizations, minimizing errors in several approximations.

Acknowledgments

The authors acknowledge the financial support from CAPES, CNPQ (479626-2011-1), and FAPESP (2010/07083-0, 2010/17437-4).

References

- Almeida-Filho, R., and Y. E. Shimabukuro. 2002. Digital processing of a Landsat-TM time series for mapping and monitoring degraded areas caused by independent gold miners, Roraima State, Brazilian Amazon. *Remote Sensing of Environment* 79:42–50.
- Andreae, M., D. Rosenfeld, P. Artaxo, et al. 2004. Smoking rain clouds over the Amazon. *Science* 303:1342–1345.
- Andreae, M. O., and P. Merlet. 2001. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles* 15:955–966.

- Barlow, J. and C. A. Peres. 2004. Ecological responses to El Niño-induced surface fires in central Brazilian Amazonia: management implications for flammable tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 359:367–380.
- Belward, A. 1996. The IGBP-DIS global 1 km land cover data set (DISCover) proposal and implementation plans. IGBP-DIS Working Paper 13.
- Câmara, G., R. C. M. Souza, U. M. Freitas et al. 1996. Spring: Integrating Remote Sensing and GIS with Object-Oriented Data Modelling. *Computers and Graphics* 15(6):13–22.
- Cardoso, M., C. A. Nobre, D. Lapola et al. 2008. Long-term potential for fires in estimates of the occurrence of savannas in the tropics. *Global Ecology and Biogeography* 17:222–235.
- Cardoso, M., C. Nobre, G. Sampaio et al. 2009. Long-term potential for tropical-forest degradation due to deforestation and fires in the Brazilian Amazon. *Biologia (Bratislava)* 64:433–437.
- Chatfield, R., Z. Guo, G. Sachse et al. 2002. The subtropical global plume in the Pacific Exploratory Mission-Tropics A (PEM-Tropics A), PEM-Tropics B, and the Global Atmospheric Sampling Program (GASP): How tropical emissions affect the remote Pacific. *Journal of Geophysical Research* 107:42–78.
- Chuvieco, E., D. Cocero, D. Riano et al. 2004. Combining NDVI and surface temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sensing of Environment* 92(3):322–331.
- CICES (Common International Classification of Ecosystem Services): Consultation on Version 4, August–December 2012. Available from: http://cices.eu/wp-content/uploads/2012/07/CICES-V43_Revised-Final_Report_29012013.pdf [Accessed March 15, 2013].
- CIFOR, 2009. Center for International Forestry Research: Realising REDD+: National strategy and policy options, ed. A. Angelsen, 363 p. Bogor, Indonesia.
- Crutzen, P. J., and M. O. Andreae. 1990. Biomass burning in the tropics: Impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *Science* 250:1669–1678.
- Efron, B. 1982. *The jackknife, the bootstrap, and other resampling plans*. Society of Industrial and Applied Mathematics. CBMS-NSF Monographs, 38, California: Stanford University.
- Ewers, R. M., W. F. Laurance, and C. M. Souza Jr. 2008. Temporal fluctuations in Amazonian deforestation rates. *Environmental Conservation* 35:303–310.
- Fearnside, P. M. 1985. Uma estrutura para Avaliação de opções de Desenvolvimento Florestal na Amazônia [A Framework for Evaluation Forestry Development options in Amazonia]. Presentation at the 1º Seminário Internacional de Manejo em Floresta Tropical – SEMA/WWF, Serra do Carajás, Pará.
- Fearnside, P. M. 1997. Greenhouse gas from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Climate Change* 35:321–360.
- Fearnside, P. M. 2000. Global warming and tropical land use change: Greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climate Change* 46:115–158.
- Fearnside, P. M., C. A. Righi, P. M. L. A. Graça, et al. 2009. Biomass and greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazonian “arc of deforestation”: The states of Mato Grosso and Rondônia. *Forest Ecology and Management* 258:1968–1978.
- Fernandes, S. D., N. M. Trautmann, D. G. Streets, et al. 2007. Global biofuel use, 1850–2000. *Global Biogeochemical Cycles* 21:GB2019.

- Freeborn, P. H., M. J. Wooster, W. M. Hao, et al. 2008. Relationships between energy release, fuel mass loss, and trace gas and aerosol emissions during laboratory biomass fires. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 113:D01301.
- Freeborn, P. H., M. J. Wooster, and G. Roberts. 2011. Addressing the spatiotemporal sampling design of MODIS to provide estimates of the fire radiative energy emitted from Africa. *Remote Sensing of Environment* 115:475–498.
- Freitas, S. R., K. M. Longo, M. A. F. Silva Dias, et al. 2005. Monitoring the transport of biomass burning emissions in South America. *Environmental Fluid Mechanics* 5:135–167.
- Freitas, S. R., K. M. Longo, M. A. F. Silva Dias, et al. 2009. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS). Part 1: Model description and evaluation. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9:2843–2861.
- Giglio, L. 2005. MODIS collection 4 active fire product user's guide. Version 2.2. 2005. Available from: http://maps.geog.umd.edu/products/MODIS_Fire_Users_Guide_2.2.pdf [Accessed August 3, 2010].
- Good, P., J. Lowe, M. Collins, et al. 2008. An objective tropical Atlantic SST gradient index for studies of South Amazon dry season climate variability and change. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 363:1761–1766.
- Haines-Young, R. H., and M. Potschin. 2010. *Proposal for a common international classification of ecosystem goods and services (CICES) for integrated environmental and economic accounting*. European Environment Agency, New York: Department of Economic and Social Affairs.
- Haines-Young, R. H., and M. Potschin. 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August–December 2012.
- Horowitz, L., S. Walters, D. Mauzerall, et al. 2003. A global simulation of tropospheric ozone and related tracers: Description and evaluation of MOZART, version 2. *Journal of Geophysical Research* 108:47–84.
- Houghton, R. A., K. T. Lawrence, J. L. Hackler, et al. 2001. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: A comparison of estimates. *Global Change Biology* 7:731–746.
- Houghton, R. A., D. L. Skole, C. A. Nobre, et al. 1999. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature* 403:301–304.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2005. Vegetação do Estado do Acre. Escala 1:1.000.000. Available from: ftp://geofp.ibge.gov.br/.../manual_tecnico_vegetacao_brasileira.pdf [Accessed 16 March 2013].
- Ichoku, C., and Y. J. Kaufman. 2005. A method to derive smoke emission rates from MODIS fire radiative energy measurements. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 43:2636–2649.
- Ignotti, E., S. S. Hacon, W. L. Junger, et al. 2010. Air pollution and hospital admissions for respiratory diseases in the subequatorial Amazon: A time series approach. *Caderno de Saúde Pública* 26:747–761.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2012. Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios. Available from: <http://www.inpe.br/queimadas> [Accessed November 8, 2012].
- Kaiser, J. W., A. Heil, M. O. Andreae, et al. 2012. Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power. *Biogeosciences* 9:527–554.

- Kaufman, J. B., D. L. Cummings, D. E. Ward, et al. 1995. Fire in the Brazilian Amazon: Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. *Oecologia* 104:397–408.
- Kaufman, Y. J., L. Remer, R. Ottmar, et al. 1996. Relationship between remotely sensed fire intensity and rate of emission of smoke: SCAR-C experiment. In *Global biomass burning*, ed. J. Levine, 685–696. Cambridge, MA: MIT Press.
- Longo, K. M., S. R. Freitas, M. O. Andreae, et al. 2010. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS). Part 2: Model sensitivity to the biomass burning inventories. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10:5785–5795.
- Marengo, J. A., C. A. Nobre, and L. F. Salazar. 2010. Regional climate change scenarios in South America in the late XXI century: Projections and expected impacts. *Nova Acta Leopoldina* 112:251–265.
- Moraes, E. C., S. H. Franchito, and V. Brahmananda Rao. 2004. Effects of biomass burning in Amazonia on climate: A numerical experiment with a statistical-dynamical model. *Journal of Geophysical Research* 109:1–12.
- Nobre, C. A., P. J. Sellers, and J. Shukla. 1991. Amazonian deforestation and regional climate change. *Journal of Climate* 4:957–988.
- Olson, J. S., J. A. Watts, and L. J. Allison. 2000. Major world ecosystem complexes ranked by carbon in live vegetation: A database. Available from: <http://cdiac.esd.ornl.gov/ndps/ndp017.html> [Accessed August 7, 2010].
- Olson, J. S., J. A. Watts, and L. J. Allison. 2002. Major world ecosystem complexes ranked by carbon in live vegetation: A database (Revised November 2000). Available from: <http://cdiac.esd.ornl.gov/ndps/ndp017.html> [Accessed November 7, 2012].
- Pereira, G., N. J. Ferreira, F. S. Cardozo, et al. 2011. Aerosol and trace gas retrievals from remote sensing fire products. In *Fire detection*, ed. R. P. Bennett, 103–118. New York: Nova Science Publishers.
- Pereira, G., S. R. Freitas, E. C. Moraes, et al. 2009. Estimating trace gas and aerosol emissions over South America: Relationship between fire radiative energy released and aerosol optical depth observations. *Atmospheric Environment* 43:6388–6397.
- Prins, E. M., and W. P. Menzel. 1992. Geostationary satellite detection of biomass burning in South America. *International Journal of Remote Sensing* 13:2783–2799.
- Riggan, P., R. Tissell, R. Lockwood, et al. 2004. Remote measurement of energy and carbon flux from wildfires in Brazil. *Ecological Applications* 14:855–872.
- Roberts, G., M. J. Wooster, G. L. W. Perry, et al. 2005. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: Application to southern Africa using geostationary SEVIRI imagery. *Journal of Geophysical Research* 110:D21111.
- Roy, D. P., P. E. Lewis, and C. O. Justice. 2002. Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data—A bi-directional reflectance model-based expectation approach. *Remote Sensing of Environment* 83:263–286.
- Saatchi, S., R. Houghton, R. Avala, et al. 2007. Spatial distribution of live aboveground biomass in Amazon Basin. *Global Change Biology* 13:816–837.
- Sampaio, G., C. Nobre, M. H. Costa, et al. 2007. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophysical Research Letters* 34:1–7.

- SEEA. 2003. *Handbook of national accounting system of integrated environmental and economic accounting*. United Nations European Commission, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, World Bank, 572 p., New York: United Nations.
- Seinfeld, J., and S. Pandis. 1998. *Atmospheric chemistry and physics*. New York: John Wiley & Sons.
- Silva, J. M. N., A. C. L. Sa, and J. M. C. Pereira. 2005. Comparison of burned area estimates derived from SPOT-VEGETATION and Landsat ETM+ data in Africa: Influence of spatial pattern and vegetation type. *Remote Sensing of Environment* 96:188–201.
- Tian, H., J. M. Melillo, D. W. Kicklighter, et al. 1998. Effect of interannual climate variability on carbon storage in Amazonian ecosystems. *Nature* 396:664–667.
- Vermote, E., E. Ellicott, O. Dubovik, et al. 2009. An approach to estimate global biomass burning emissions of organic and black carbon from MODIS fire radiative power. *Journal of Geophysical Research* 114:205–227.
- Werf, G. R., J. T. Randerson, L. Giglio, et al. 2006. Interannual variability in global biomass burning emissions from 1997 to 2004. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6:3423–3441.
- Wooster, M. J., G. Roberts, G. Perry, et al. 2005. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: Calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release. *Journal of Geophysical Research* 110:D24311.
- Wooster, M. J., B. Zhukov, and D. Oertel. 2003. Fire radiative energy for quantitative study of biomass burning: Derivation from the BIRD experimental satellite and comparison to MODIS fire products. *Remote Sensing of Environment* 86:83–107.
- Xu, W., M. Wooster, G. Roberts, et al. 2010. New GOES imager algorithms for cloud and active fire detection and fire radiative power assessment across North, South and Central America. *Remote Sensing of Environment* 114:1876–1895.
- Yebra, M., E. Chuvieco, and D. Riano. 2008. Estimation of live fuel moisture content from MODIS images for fire risk assessment. *Agricultural and Forest Meteorology* 148:523–536.