Ministério da
Ciência, Tecnologia
e Inovação

GOVERNO FEDERAL
BRASIL
PAÍS RICO É PAÍS SEM POBREZA

sid.inpe.br/mtc-m19/2013/03.08.16.30-TDI

INFLUÊNCIA DA COBERTURA DA TERRA NA EXTENSÃO E CONFIGURAÇÃO ESPACIAL DE ÁREAS QUEIMADAS EM ANOS DE SECA EXTREMA NA AMAZÔNIA ORIENTAL

André de Lima

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs, Yosio Edemir Shimabukuro, e Antonio Roberto Formaggio aprovada em 21 de março de 2013.

URL do documento original:
<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3DMAJ32>

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 INTELECTUAL 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)
Drª 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)
Drª 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)
Luciana Manacero - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Ministério da
Ciência, Tecnologia
e Inovação

GOVERNO FEDERAL
BRASIL
PAÍS RICO É PAÍS SEM POBREZA

sid.inpe.br/mtc-m19/2013/03.08.16.30-TDI

INFLUÊNCIA DA COBERTURA DA TERRA NA EXTENSÃO E CONFIGURAÇÃO ESPACIAL DE ÁREAS QUEIMADAS EM ANOS DE SECA EXTREMA NA AMAZÔNIA ORIENTAL

André de Lima

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs, Yosio Edemir Shimabukuro, e Antonio Roberto Formaggio aprovada em 21 de março de 2013.

URL do documento original:
<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3DMAJ32>

INPE
São José dos Campos
2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Lima, André.
L629i Influência da cobertura da terra na extensão e configuração espacial de áreas queimadas em anos de seca extrema na Amazônia Oriental / André de Lima. – São José dos Campos : INPE, 2013.
xxii + 90 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m19/2013/03.08.16.30-TDI)

Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2013.
Orientador : Drs. Yosio Edemir Shimabukuro, e Antonio Roberto Formaggio.

1. fogo. 2. mudança de cobertura. 3. Floresta Amazônica. 4. sensoriamento remoto I.Título.

CDU 528.88:630*(811.15)

Esta obra foi licenciada sob uma Licença Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada.

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License.

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

Sensoriamento Remoto

Dr. Thiago Sanna Freire Silva

Presidente / INPE / São José dos Campos - SP

Dr. Yosio Edemir Shimabukuro

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

Dr. Antonio Roberto Formaggio

Orientador(a) / INPE / SJCampos - SP

Dr. Luiz Eduardo Oliveira Cruz Aragão

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

Dra. Alessandra Tomaselli Fidelis

Convidado(a) / UNESP/RC / Rio Claro - SP

Dr. Irving Foster Brown

Convidado(a) / UFAC / Rio Branco - AC

Este trabalho foi aprovado por:

( ) maioria simples

(X) unanimidade

Aluno (a): *André de Lima*

São José dos Campos, 21 de Março de 2013

“Como dizia cumpadre meu Quelemém: viver é perigoso!”

“Travessia.”

Trechos de Grande Sertão: Veredas. Livro de João Guimarães Rosa.

Aos amigos Sul-Campineirenses que possuíam potencial idêntico ao meu, mas que não tiveram a mesma sorte e incentivo, e por isso, ficaram pelas curvas do sistema educacional brasileiro. A vocês, caros amigos, juro nunca esquecer minhas origens e a função social que assumo como pesquisador.

AGRADECIMENTOS

Mais uma etapa finalizada. Surge o fim acompanhado do início, novos caminhos, novas paisagens. Até o momento já se passaram vários inícios e fins, fins e inícios; certamente virão outros mais.

Tal história, viciada por este círculo, não foi traçada por apenas um personagem, mas por inúmeras pessoas; pessoas de décadas atrás que pensaram em mim antes mesmo de existir o meu ego e que sempre estiveram comigo; pessoas que conheci ontem e que também são importantes nesta história.

Sendo assim, a princípio, agradeço a meus pais, José Carlos e Maria da Glória de Lima, pelo apoio incondicional à realização de meus sonhos/planos; e por me darem minhas "eternas irmãzinhas" Gisele e Camila Lima. *Vocês são minha base de sustentação, minha família!*

Ao Ismael Pontes e Neide Barbosa por me permitirem antever um "mundo infindável", muito além do Segundo Planalto paranaense. E ainda, por darem as condições de me lançar e sobreviver neste mundo além fronteira. Como já disse em outro momento de agradecimentos*: "vocês são meus possibilitadores, sem o apoio de vocês nem meus sonhos seriam os mesmos."*

Ao José Marcelo Domingues Torezan, meu orientador de iniciação científica, meu orientador para a vida, o nó que sempre irei procurar em minha teia da vida.

Aos meus orientadores Yosio Edemir Shimabukuro e Antônio Roberto Formaggio, pela oportunidade ofertada e pelas valiosas discussões que nunca se restringiam à tese, passando de assuntos ligados à metodologia científica, à postura do pesquisador na ciência e na sociedade.

Ao Thiago Silva, Marcos Adami, Milton Cézar Ribeiro e Ramon Freitas, pelo companheirismo fraterno, conselhos e discussões a respeito de minha pesquisa de tese e avanço no conhecimento da vida. Estaremos juntos aqui, ali, em qualquer lugar!

Ao Egídio Araí, Fernando Yuzo e Valdete Duarte pela prontidão em atender um pedido de ajuda, pedido esse que sempre foi precedido por um sorriso amigo.

Ao Bernardo Friedrich Theodor Rüdorff por me mostrar que não devemos ir pelo caminho mais fácil caso ele não leve ao rumo que reside nossa crença – *ainda me lembro qual o partido foi tomado em uma discussão entre um mero ex-aluno e um chefe de divisão. Coisa pequena, o Professor certamente diria e, então, indago: Não seria nos pequenos gestos que mais verdadeiramente nos mostramos?*

Aos amigos e companheiros do Laboratório de Sensoriamento Remoto Aplicado à Agricultura e Floresta: Daniel Alves de Aguiar, Elizabeth Goltz, Joel Risso, Juliana Silveira, Luciana Miura, Magog de Araujo, Marcio Pupin e Tânia Nakaya Aulicino.

Aos amigos estudantes da Pós-Graduação do INPE; Bruno Schultz, Cláudia Klose Parise, Francielle Cardoso, Gabriel Pereira, Júlio de Oliveira, Kléber Trabaquini, Tiago Bernardes, Samuel Coura, pela cooperação mútua e pela oferta de um ombro nos momentos necessários.

À Vivian Reno, por ter me visto machucado em seu jardim e cuidado de minhas feridas ainda abertas.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo auxílio financeiro.

RESUMO

A predileção pelo uso do fogo no manejo da terra, associada a estiagens mais intensas e frequentes, tem contribuído para o aumento de queimadas na região Amazônica. Nas últimas três décadas, constatou-se um aumento na intensidade e frequência de secas na região Amazônica, com dois eventos extremos em 2005 e 2010. É conhecido que a quantificação das áreas queimadas, bem como a identificação do material combustível das mesmas, estão entre as principais variáveis de entrada para os modelos de estimativa de emissão de Gases de Efeito Estufa (GEEs). Dada a relevância das queimadas neste âmbito, é evidente que políticas de redução de emissões na Amazônia, como as apregoadas pelo REDD+, só serão efetivas se considerarem o papel das queimadas na mudança e uso e cobertura da terra. Estudos recentes tem evidenciado uma intrigante tendência no aumento da área queimada na Amazônia, mesmo frente à redução no desmatamento. Assim, o presente trabalho tem como objetivo entender a relação espacial entre a ocorrência de queimadas e os tipos de uso e cobertura da terra no Estado do Pará, por meio do mapeamento de cicatrizes de queimada, da investigação da associação espacial entre desmatamento e queimada no processo de conversão de cobertura da terra, e da identificação das classes de cobertura da terra servindo como fontes de combustível para as queimadas. Para tanto, foram mapeadas as áreas queimadas nos anos de 2005 e 2010, utilizando uma nova metodologia, baseada em imagens fração sombra derivadas da aplicação de um Modelo Linear de Mistura Espectral nas bandas 1, 2 e 6 do produto de refletância diária do sensor MODIS (MOD09). A partir destes mapas, e dos mapas de desmatamento produzidos pelo programa PRODES, se investigou a presença/ausência de relação espacial entre a ocorrência de queimadas e a presença de “desmatamento recente” (i.e. desmatamento ocorrido no período de 2003 a 2005, e de 2008 a 2010) por meio do cálculo do Índice de Moran bivariado. Além disso, dados de uso e cobertura da terra disponibilizados através do produto TerraClass foram combinados aos mapas de desmatamento obtidos para gerar mapas atualizados de uso da terra, relativos aos anos de 2005 e 2010. Estes mapas foram então sobrepostos aos mapas de queimadas de 2005 e 2010, identificando assim as fontes de combustível. No total, foram mapeados 21.500 km^2 e 43.000 km^2 de áreas queimadas, respectivamente, para os anos de 2005 e 2010, e não houve relação espacial significativa entre a ocorrência de queimadas e o processo de desmatamento.

As pastagens foram a principal fonte de combustível para as queimadas na região de estudo, concentrando 37% da área queimada em 2005 e 31% em 2010. A ocorrência de queimadas em áreas de floresta em 2005 e 2010 também foi expressiva, com 24% e 27% da área queimada, respectivamente. Em relação às fontes de ignição para a queima em florestas, considerando uma distância de 2 km no entorno de áreas florestais, demonstrou-se que as pastagens também foram a principal fonte de propagação do fogo. Os resultados mostram que o produto MOD09 é uma fonte útil de informação para o mapeamento de áreas queimadas, e que o método de mapeamento proposto pode ser utilizado em um projeto operacional na Amazônia brasileira. Além disso, os resultados obtidos evidenciam que as políticas ambientais de "desmatamento zero" não eliminam sozinhas as emissões de GEEs, sendo também necessário criarem-se políticas de manejo da terra que incentivem o uso de técnicas menos predatória.

INFLUENCE OF LAND COVER IN EXTENT AND SPATIAL CONFIGURATION OF BURNED AREAS IN YEARS OF EXTREME DROUGHT IN THE EASTERN AMAZON

ABSTRACT

A preference for the use of fire in land management practices, associated with more intense and frequent droughts, has contributed to the increase of fires in the Amazon region. In the last three decades, an increase in the intensity and frequency of droughts was observed for the Amazon region, with two extreme events in 2005 and 2010. It is known that burned area quantification, as well as identification of fuel types, is among the main input variables for Greenhouse Gases (GHGs) emission models. Given the relevance of fires in this region, it is clear that emission reduction policies, such as proclaimed by REDD +, will be effective only if they consider the role of fire in the process of land use and land cover change. Recent studies have shown an intriguing trend in the increase of burned area for the Amazon, against the reduction in deforestation rates. Thus, the present study aims to understand the relationship between fire occurrence and land use and cover types in the state of Pará, by mapping burn scars, investigating the association between deforestation and the burning process for land use change, and identification of the land cover classes serving as fuel sources for the observed fires. Burned areas were mapped in 2005 and 2010, using a new method, based on shade fraction images derived from a Linear Spectral Mixture Model, applied to bands 1, 2 and 6 of the MODIS daily surface reflectance product (MOD09). These maps were used, together with deforestation maps produced by the PRODES program, to investigate the presence or absence of spatial relationships between fire occurrence and the presence of "recent deforestation" (i.e. deforestation occurred within the 2003 to 2005 period, and within the 2008 to 2010 period) by calculating the bivariate Moran index. Furthermore, land use and land cover data available in the TerraClass product were combined with the deforestation maps to produce updated land use maps, for the years 2005 and 2010. These maps were then overlaid on the fire maps of 2005 and 2010, thereby identifying the fuel sources. In total, we mapped 21,500 km^2 and 43,000 km^2 of burned areas, for the years 2005 and 2010, respectively, and there was no apparent spatial relationship between fires occurrence and deforestation. Pastures were the main source of fuel for the fires in the study area, concentrating 37% of the area burned in 2005 and 31% in 2010. The occurrence of fires in forested areas in 2005 and 2010 was also significant, with 24% and 27% of the burned area, respectively. Regarding the sources of ignition for forest burning, considering a distance of 2

km around the forested areas, pastures were also shown to be the main source of ignition. The results show that the MOD09 product is a useful source of information for mapping burned areas, and that the proposed mapping method can be used for operational monitoring in the Brazilian Amazon. Furthermore, results show that environmental policies of "zero deforestation" do not eliminate the contribution of GHGs alone, requiring the establishment of land management policies that encourage the use of less predatory techniques.

LISTA DE FIGURAS

Pág.

Figura 2.1 - Desmatamento contabilizado na Amazônia Legal no decorrer dos anos e contribuição individual do Estado do Pará em tal estimativa. (a) média entre 1977 e 1988; (b) média entre 1993 e 1994..... 10

Figura 2.2 – Representação gráfica do valor relativo do desmatamento anual do Pará com relação ao desmatamento total identificado anualmente pelo PRODES 11

Figura 2.3 – Mapas sazonais de chuva na América do Sul Tropical durante a seca de 1998 (quadros de *a* até *d*) e 2005 (quadros de *e* até *h*). As anomalias pluviométricas de 1998 e 2005 foram calculadas tomando como referência a pluviosidade média no intervalo de 1961-1990. Tons de vermelho/azul mostram anomalias positivas/negativas em mm/mês. Essas anomalias são a diferença pluviosidade 13

Figura 2.4 – Dados de anomalia de precipitação durante as secas de 2005 e 2010. As anomalias precipitação de 2005 e 2010 foram calculadas tomando como referência a pluviosidade média dos meses de setembro e outubro entre 2000 e 2009 (excluindo 2005)..... 14

Figura 2.5 – Mapa de domínios de vegetação produzido pelo Projeto RADAMBRASIL (RADAM-BRASIL, 1978) 15

Figura 2.6 - Diagrama de Espalhamento de Moran, o qual apresenta o grau de similaridade entre as amostras. No eixo X está o valor normalizado do indicador da amostra *i* e no eixo Y o valor da estatística de Moran apenas entre os vizinhos de *i*. Sobre o quadrantes: Q1 (valores positivos, médias positivas) e Q2 (valores negativos, médias negativas) - indicam pontos de associação espacial positiva, no sentido que uma localização possui vizinhos com valores semelhantes; Q3 (valores positivos, médias negativas) e Q4 (valores negativos, médias positivas) - indicam pontos de associação espacial negativa, no sentido que uma localização possui vizinhos com valores distintos. As letras H e L nos quadrantes referem-se a grandeza do valores, H=alta e L=baixa..... 26

Figura 3.1 - Localização da área de estudo. 29

Figura 3.2 - Focos de calor detectados mensalmente pelo sensor MODIS/Aqua (passagem vespertina) entre janeiro de 2001 e janeiro de 2011 no Estado do Pará. 31

Figura 3.3 – Densidade espacial dos focos de calor (kernel maps, L=2,5 km) detectados mensalmente pelo sensor MODIS/Aqua (passagem vespertina) entre os meses de janeiro e dezembro de 2005 e 2010 no Estado do Pará. A densidade de focos

aumenta da tonalidade verde a azul. Os números presentes no canto superior direito de cada quadro da figura se refere ao mês de detecção dos focos. 32

Figura 3.4 - Mapa de cobertura da terra produzido pelo projeto TerraClass para o ano de 2008 e atualizado com desmatamentos detectados pelo PRODES em 2009 e 2010. .. 34

Figura 3.5 - Imagem fração-sombra, gerada a partir do produto MOD09 de 03 de setembro de 2005. As manchas claras (altos níveis de cinza) representam alvos de baixa refletância, comportamento típico de corpos d'água, sombras topográficas e cicatrizes de queimada..... 36

Figura 3.6 – Esquema de construção das Composições Temporais de Máximo Fração Sombra. As camadas (t) representam imagens diárias de Fração Sombra, a camada Composição Temporal foi produzida considerando o maior valor de Fração Sombra no intervalo de tempo analisado (Δt)..... 37

Figura 3.7 – Imagens de refletância diária (MOD09) obtidas pelo sensor MODIS entre os meses de novembro e dezembro de 2005 e 2010. Bandas 1(B), 2(G), 6(R). Fica evidente nas imagens a grande presença de nuvens nos meses de novembro e dezembro no estado do Pará. 38

Figura 3.8 – Composição temporal gerada a partir do critério de valor máximo de imagem fração-sombra. A imagem da esquerda traz os valores de máxima fração-sombra entre julho e agosto de 2005, enquanto a da direita é uma composição colorida das bandas 1(B), 2(G), 6(R) gerada a partir das datas em que foram selecionados os maiores valores constituintes da composição temporal de fração-sombra. Na imagem da esquerda as áreas queimadas são identificadas pelos tons de branco e na imagem da direita pelos tons de roxo. Os círculos vermelhos mostram exemplos de ruídos gerados pela presença de nuvens nas imagens MOD09 e que podem ser confundidos com áreas queimadas. 39

Figura 3.9 - Fluxograma do mapeamento de áreas queimadas..... 40

Figura 3.10 - .Mapas de cicatrizes de queimadas obtidos a partir de imagem fração-sombra derivadas de imagens TM/Landsat. Esses mapas foram utilizados para a validação dos mapas de queimadas derivados de imagens do sensor MODIS, para os anos de 2005 e 2010, no do Estado do Pará. 41

Figura 3.11 – Grade de amostragem com célula de dimensão 4x4 utilizada para confrontar a área queimada mapeada por meio de imagens MOD09 e área queimada advindas de imagens TM/Landsat (órbita/ponto 225/64), tomados como mapeamento de referência para a validação. 42

Figura 4.1 - Áreas queimadas mapeadas em 2005. A imagem de fundo trata-se de um mosaico temporal produzido pelo critério de maior valor de fração-sombra no período de julho a agosto. 48

Figura 4.2 - Áreas queimadas mapeadas em 2010. A imagem de fundo trata-se de um mosaico temporal produzido pelo critério de maior valor de fração-sombra no período de julho a agosto. 49

Figura 4.3 - Mapeamento de queimadas provenientes de imagens MODIS e TM utilizadas para a comparação de estimativas. Por possuírem melhor resolução espacial (30 contra 250 metros) o mapa advindo de imagens TM foi tomado como referencia na comparação. 50

Figura 4.4 - Gráficos de dispersão dos resíduos da variável (y) Queimadas MOD09. 51

Figura 4.5 – Gráficos de frequência dos resíduos da variável (x) Queimadas TM em 2005 e 2010 52

Figura 4.6 – Regressão linear entre as variáveis (x) área queimada obtidas por imagens TM e (y) área queimada proveniente de imagens MODIS. 53

Figura 4.7 – Mapa diferença entre a área queimada mapeada por meio de imagens MODIS e imagens TM. Os tons de verde representam locais de área queimada sobrestimada no mapa proveniente de dados MODIS, os tons de vermelho representam locais sobrestimados no mapa advindo de dados TM, já a cor amarela os locais de concordância (diferença de até 10 km^2) entre ambos mapas. 54

Figura 4.8 Diagrama de dispersão de Moran univariado das variáveis Queimadas, Desmatamento Recente, Desmatamento Antigo, relativo aos anos base 2005 e 2010. 58

Figura 4.9 - Diagrama de dispersão de Moran bivariado considerando as seguintes combinações de variáveis para os anos base 2005 e 2010: “Desmatamento Recente” versus “Queimadas” e “Desmatamento Antigo” versus “Queimadas”. 60

Figura 4.10 - Representação visual da distribuição de densidade de áreas queimadas e desmatamentos em células de 4x4 km em (a) 2005 e (b) 2010, referente a densidade de área das variáveis (I) “Desmatamento Antigo”, (II) “Desmatamento Recente” e (III) Queimadas. A disposição dos dados do ano base 2010 seguiu sequência semelhante a de 2005, i.e. (I.b), (II.b) e (III.b). A densidade de área da variável representada aumenta do tom amarelo ao azul. 61

Figura 4.11 - Classes de cobertura da terra que sofreram queimadas em 2005 e 2010. 62

Figura 4.12 - Classes de coberturas circunvizinhas às áreas de floresta queimadas em um raio de até 2 km. Áreas de floresta dentro do raio de busca não foram computadas. 64

LISTA DE TABELAS

Pág.

Tabela 2.1. Categorias de ciclos de pousio conforme períodos de abandono na Amazônia brasileira..... 7

Tabela 2.2 - Sensores utilizados na detecção de cicatrizes de queimadas e focos de calor..... 21

Tabela 3.1 - Quantidade de imagens utilizadas no mapeamento das cicatrizes de queimadas ocorridas no Estado do Pará no ano de 2005 e 2010 33

Tabela 4.1 Extensão das áreas queimadas nos anos de 2005 e 2010 em áreas mapeadas pelo projeto PRODES no Estado do Pará. 56

Tabela 4.2 - Fisionomias florestais atingidas pelo fogo em 2005 e 2010. 63

Tabela 4.3 - Classes de cobertura distantes até 2 km de queimadas florestais ocorridas em 2005 e 2010. Seguem inclusos dados sobre a área e proporção dessas classes de coberturas que foram queimadas. Áreas de floresta dentro do raio de busca não foram computadas. 65

SUMÁRIO

Pág.

1 INTRODUÇÃO 1
1.1. Objetivos 3
1.1.1. Objetivo Geral 3
1.1.2. Objetivos Específicos 4
2 REVISÃO DE LITERATURA 5
2.1. Processo de ocupação da Amazônia Brasileira 5
2.2. Desmatamento 9
2.3. Clima e Histórico de Secas na Amazônia 11
2.4. Formações Vegetais do Estado do Pará 14
2.5. Efeitos das queimadas na Floresta Amazônica 17
2.6. Estratégias de Adaptação da Floresta as Queimadas 18
2.7. Sensoriamento Remoto Aplicado ao Estudo de Queimadas 20
2.8. Análise Exploratória de Dados Espaciais (AEDE) 24
2.8.1. Moran Bivariado 27
3 MATERIAIS E MÉTODOS 29
3.1. Área de Estudo 29
3.2. Dados de Sensoriamento Remoto 30
3.3. Procedimentos metodológicos 35
3.3.1. Mapeamento de cicatrizes de queimadas 35
3.3.2. Validação 40
3.3.3. Análise espacial 43
3.3.4. Fontes de combustível para as queimadas de 2005 e 2010 45
4 RESULTADOS e DISCUSSÃO 47
4.1. Mapeamento de Áreas Queimadas na Amazônia Oriental em 2005 e 2010 47
4.2. Associação Espacial entre Desmatamento e Queimada 54
4.3. Fontes de Combustível das Queimadas ocorridas em 2005 e 2010 na Amazônia Oriental 62

4.4. Fontes de Propágulo das Queimadas Florestais em 2005 e 2010..... 63
5 CONCLUSÕES..... 67
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 69
ANEXO A – Land use and land cover changes determine the spatial relationship between fire and deforestation in the Brazilian Amazon……..83

1 INTRODUÇÃO

O emprego do fogo é considerado a mais antiga técnica usada pelo homem para a alteração da cobertura natural. Algumas teorias apontam seu uso pelas sociedades caçadoras-coletoras no Paleolítico, aproximadamente 10 mil a.C., (BOSERUP, 1965). Com o advento da agricultura no Neolítico (6 mil a.C.), o fogo começa a ser usado em concomitância com o desmatamento (Dean, 1996). A eficiência da associação destas duas técnicas foi tamanha (principalmente após a idade dos metais, 4 mil a.C.) que até nos dias atuais seu emprego é amplamente difundido na conversão de extensas áreas naturais dos trópicos (BOWMAN et al., 2008).

A associação entre queimada e desmatamento no processo de mudança de uso e cobertura da região Amazônica é citada por distintos trabalhos (ARAGÃO et al., 2008; BOWMAN et al., 2008; MORTON et al., 2008; SORRENSEN, 2000, 2004, 2008). O processo de desmatamento, de modo geral, ocorre inicialmente por meio do corte seletivo de espécies de maior valor econômico, causando o aumento da flamabilidade da floresta devido à abertura de diversas clareiras no dossel e ao aumento de matéria orgânica no solo, resíduo do processo de corte (UHL e BUSCHBACHER, 1985; UHL e KAUFFMAN, 1990). Dessa forma, o ambiente está propício para que o fogo seja ateado à floresta remanescente, a qual passa por sucessivas queimadas anuais, durante cerca de três anos, até a completa eliminação da biomassa florestal (SORRENSEN, 2008)

Outro uso muito comum do fogo na região Amazônica tem sido no manejo de pastagens com o propósito de eliminar plantas invasoras e para a renovação de forragem. A curto prazo essa técnica de manejo se mostra eficiente, dada a qualidade da pastagem que rebrota e o baixo investimento financeiro empregado (DIAS-FILHO, 2011). No entanto, perdas de minerais, principalmente pelo aumento da lixiviação, erosão superficial e o extermínio da microfauna biológica do solo causam, em médio prazo, a perda de fertilidade do solo. Consequentemente, as pastagens tornam-se cada vez mais improdutivas e com grande infestação de plantas invasoras (KAUFFMAN et al., 1998; JOHNSON et al., 2005; DeBANO, 2000; ZARIN et al., 2005; DIAS-FILHO, 2011). Outro problema associado a esse tipo de manejo é que muitas vezes este pode servir de fonte de propágulo do fogo para vegetações naturais adjacentes, seja acidentalmente ou de forma intencional.

A predileção pelo uso do fogo no manejo da terra, associada a estiagens mais intensas e frequentes, tem contribuído para o aumento de queimadas na região Amazônica (ARAGÃO et al., 2007). Como pode ser observado nos resultados de diversos estudos, as secas na região Amazônica têm aumentado sua frequência e intensidade, principalmente nas últimas três décadas como mostram diversos estudos (UVO et al., 1998; RONCHAIL et al., 2002; MARENGO, 2004; LI et al., 2006; ARAGÃO et al., 2007; MARENGO et al., 2008, 2011). A seca de 2005 que atingiu,

principalmente, o sudoeste da região Amazônica foi considerada, na época, a de maior intensidade dos últimos cem anos (Marengo *et al.*, 2008). Sua ocorrência foi explicada como consequência do aumento de temperatura das águas superficiais do Atlântico e da deriva noroeste da zona de convergência intertropical em associação com a Oscilação Multidecadal do Atlântico (AMO, sigla em inglês). Essas anomalias são tidas como fenômenos raros, de ocorrência em intervalos de centena de anos (MARENGO et al., 2008). No entanto, em 2010, foi registrada uma seca ainda mais impactante para a floresta Amazônica do que a de 2005, a qual foi associada à interação de dois eventos: o *El Niño* e o *Atlantic multidecal oscillation* (AMO) - (MARENGO et al., 2011)

Dentro do contexto de aumento de ocorrência de secas e do consequente aumento da susceptibilidade da Floresta Amazônica à queimadas, fica evidente que a queimada é um distúrbio que necessita ter sua área quantificada sistematicamente, assim como já ocorre com o desmatamento. Além disso, a mensuração da área de cicatrizes de queimadas e a identificação do material combustível (*i.e.* florestas maduras, florestas secundárias, pastagens, etc.) estão entre as principais variáveis de entrada para a estimativa de emissão de Gases do Efeito Estufa – GEEs – (GIGLIO; JUSTICE, 2003; SEILER; CRUTZEN, 1980; WERF, van der *et al.*, 2010).

O Sensoriamento Remoto orbital associado a técnicas de processamento digital de imagens são as ferramentas mais apropriadas para a tarefa de quantificar a área queimada em escala regional ou global. Atualmente, há uma ampla gama de sensores com características específicas (campo de visada, resolução espacial e temporal,) voltadas exclusivamente para estudos em escala regional e global (*e.g.* MODIS/Terra, Vegetation/Spot, AVHRR/NOAA). Contudo, há uma grande carência de produtos globais de áreas queimadas atuando sistematicamente no tempo. Iniciativas de desenvolvimento de produtos globais de áreas queimadas baseadas em sensores orbitais já foram tomadas. Citam-se os produtos GLOBSCAR (SIMON et al., 2004), GBA2000 (TANSEY et al., 2004) e o MODIS *burned area product* (ROY et al., 2002; ROY et al., 2008). Porém, conforme Setzer et al. (2007) tanto o produto gerado pelo GLOBSCAR quanto pelo GBA2000 não apresentaram acurácia confiável.

No entanto, a importância de quantificar áreas queimadas e, por conseguinte suas fontes de combustível, não está apenas na melhora das estimativas de emissão de GEEs; mas também no entendimento do papel das queimadas dentro da configuração da paisagem para guiar políticas de redução de emissão de GEEs mais efetivas. Aragão e Shimabukuro (2010) chamam a atenção para a redução das taxas de desmatamento e, em contraste, a tendência de aumento da área queimada na região Amazônica em 59% das áreas com redução de desmatamento entre 2000 e 2006, mostrando que a redução na emissão de GEEs devido à redução do desmatamento pode ter sido comprometida pela queimada de outras fontes de combustível. Desta forma, tanto para Aragão e Shimabukuro (2010) quanto para Barlow et al. (2012), políticas de redução de emissão de GEE, apregoadas por programas como o

Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD), só terão resultados efetivos se considerarem claramente o papel das queimadas no manejo da cobertura da terra.

Os resultados obtidos por Aragão e Shimabukuro (2010), utilizando dados de focos de calor provenientes do sensor AVHRR e de desmatamentos estimados pelo programa PRODES, sugerem que a relação entre desmatamento e queimada não é direta. Ao avaliar esta questão de maneira detalhada, Lima et al. (2012) obtiveram dois importantes resultados, em uma área localizada no oeste da Amazônia. Primeiramente, verificaram, apesar da existência clara de um padrão de associação espacial entre a ocorrência de queimadas e o desmatamento, mais de 55% das queimadas observadas no período estudado ocorreram fora de áreas recentemente desmatadas. Além disso, observou-se que cerca de 10% do total queimado ocorreu em áreas de floresta em pé, considerada como de baixa flamabilidade de acordo com a literatura. Este estudo, portanto, gerou os seguintes questionamentos:

(1) Em que proporção as queimadas de 2005 e 2010 ocorreram em áreas desvinculadas do processo de desmatamento recente na Amazônia Oriental?

(2) Qual é o grau de associação entre a ocorrência de desmatamentos e queimadas pode ser explicado pelos padrões espaciais de ocorrência destes processos?

(3) Se o desmatamento não é a principal causa das queimadas, que outros tipos de cobertura da terra servem como fontes de combustível para estas queimadas?

(4) Considerando-se a baixa flamabilidade das florestas amazônicas, é possível que a proximidade destas florestas a tipos específicos de uso da terra possa explicar a elevada ocorrência de queimadas florestais na Amazônia?

Dada a importância das respostas a essas perguntas, seja pela contribuição à melhoria da precisão das estimativas de emissão de GEEs, ou pelo entendimento da função das queimadas dentro da paisagem Amazônica, para produção de resultados mais efetivos de políticas como as promovidas pelo REDD+, a presente tese se pautará em respondê-las norteada pelo objetivo geral.

1.1. Objetivos

1.1.1. Objetivo Geral

O objetivo geral desta tese é entender a relação espacial entre a ocorrência de queimadas e os tipos de uso e cobertura da terra no Estado do Pará, Amazônia Oriental, por meio do mapeamento de cicatrizes de queimada, pela mensuração da

associação entre desmatamento e queimada no processo de conversão de cobertura da terra, e pela identificação das classes de cobertura da terra que são fontes de combustível para as queimadas; bem como as fontes de propágulo das queimadas florestais.

1.1.2. Objetivos Específicos

I. Mapear as cicatrizes de queimadas na região Amazônica utilizando imagem fração-sombra derivada do modelo linear de mistura espectral (MLME) aplicado nas bandas 1, 2 e 6 do sensor MODIS;

II. Investigar, por meio de técnicas de análise espacial, a presença ou ausência de relação espacial entre desmatamento e queimada no processo de conversão de cobertura da terra na área de estudo;

III. Identificar quais classes de uso e cobertura são as principais fontes de combustível para as queimadas na região estudada;

IV. Identificar as possíveis fontes de ignição das queimadas florestais na área de estudo, dado que tal ocorrência não se trata de um fenômeno natural.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Processo de ocupação da Amazônia Brasileira

A atual paisagem Amazônica vem sendo efetivamente construída desde a mudança no quadro político ocasionado pelo golpe de 1964, onde o governo militar, sob a égide da doutrina de segurança nacional, direcionou políticas de ocupação da região. Estas foram viabilizadas a partir de 1966 com a criação de órgãos como a Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM) e do Banco da Amazônia S.A. (BASA), responsáveis pelo repasse dos recursos financeiros (Becker, 2005).

Dadas as bases para a chamada integração nacional, foram construídos grandes eixos viários na Amazônia. O primeiro foi a rodovia Belém-Brasília (BR-010) ainda na década de 60, seguida pelas rodovias Cuiabá-Santarém (BR-163), Cuiabá-Porto Velho (BR-364) e TransAmazônica (BR-230) já em 1970. Concomitante à implantação de tais estruturas, foi estabelecido um programa de distribuição de terras direcionadas a grandes grupos empresariais, que recebiam amplas áreas de terras destinadas à pecuária. Foi também implantado um plano de colonização baseado em agrovilas e assentamentos, que atraíram grandes contingentes de migrantes para a região. A política de ocupação da Amazônia ainda compreendeu a estruturação de projetos de mineração, extração madeireira e industrialização, que tiveram sua localização baseada na proximidade a locais com potencialidade para instalação de usinas hidrelétricas.

Para Machado (1995), os sistemas agrícolas na fronteira Amazônica são muito diversificados, sendo alguns destes motivos comuns às frentes pioneiras em geral: a experimentação e especulação comercial, muito marcantes, ou a qualidade diferenciada dos solos e o desconhecimento dos efeitos das práticas agrícolas sobre a sua fertilidade. Machado (1995) aponta ainda, como aspectos específicos da região, a extrema diferença de graus de capitalização, a questão da apropriação de terras, a diversidade cultural, o acesso diferenciado aos sistemas de comercialização e as características próprias da floresta Amazônica.

Segundo Becker (1991), a distinção entre empresas e fazendeiros individuais no espaço Amazônico pode ser ilustrada pelo sudeste do Pará e norte de Tocantins, no vale do Araguaia. O sudeste do Pará é área de predomínio das empresas de trabalho assalariado e das grandes áreas desmatadas, enquanto que Tocantins, região de povoamento mais antigo, é área de domínio dos fazendeiros individuais, com maior proporção de arrendatários e menores taxas de desmatamento.

Becker (2005) comenta que a entrada da agricultura empresarial na Amazônia foi uma inovação, para uma região que sempre viveu do extrativismo. Ainda para Becker (2005), o cultivo da soja foi a cultura emblemática desse novo modelo que,

acompanhada pelas de arroz, algodão e de milho, ocupa recentemente novas e significativas áreas, principalmente no Estado do Mato Grosso.

Entretanto, conforme Moran (1990), a utilização de terras na Amazônia tem, em um aspecto mais característico, a prática da pequena agricultura familiar, onde áreas com menos de 2 ha são desmatadas, queimadas e cultivadas. Para Becker (1995), dada a heterogeneidade da Amazônia, soluções para o seu desenvolvimento não podem ser generalizadas, e a pequena agricultura pode ser desenvolvida em condições particulares. Dessa forma, como uma das principais formas de uso da terra praticado na Amazônia, a pequena agricultura, a despeito dos problemas que vem enfrentando, representa o segmento mais importante do setor agrário na região. Tal afirmativa baseia-se no fato que esse sistema de produção, mesmo geralmente desenvolvido com baixo nível tecnológico, contribui de forma substancial na produção regional de alimentos básicos e na geração de empregos rurais.

De acordo com Denich (1991), o sistema de produção da pequena agricultura constitui-se, essencialmente, de dois subsistemas consecutivos: a fase de cultivo com culturas alimentares de interesse econômico e da vegetação secundária como fase de pousio. Assim, para o mesmo autor, a vegetação secundária desempenha nos regimes da pequena exploração agrícola, a função de acumular na biomassa os nutrientes a serem liberados através da queima, para permitir a fase de cultivo subsequente, além de ser importante no controle das ervas daninhas instaladas durante a fase de cultivo anterior.

O abandono de terras também faz parte da dinâmica de uso e cobertura da terra na Amazônia, assim como o corte seletivo, o desmatamento e as queimadas. O que se tem após o abandono de uma área é o início da regeneração da floresta. Conforme estimativa feita por Almeida (2009), cerca de 130 mil (20%) dos 680 mil quilômetros quadrados de florestas derrubadas na Amazônia estavam em processo de regeneração até 2006. Tais áreas regeneradas prestam serviços ambientais relevantes, como o sequestro de carbono (NOBRE; NOBRE, 2002), corredores de biodiversidade (BARLOW; PERES, 2006; STOUFFER et al., 2006), ciclagem e fixação de nutrientes ao solo (SZOTT et al., 1999), manutenção do ciclo hidrológico (FERREIRA et al., 2005), entre outros.

A compreensão do processo de regeneração da vegetação pode ser auxiliada pelo entendimento da dinâmica de abandono da terra. Boserup (1965) expõe uma visão conceitual dos ciclos de pousio capaz de auxiliar no entendimento da dinâmica de abandono da terra. A Tabela 2.1 apresenta tal visão conceitual através de categorias de ciclos de pousio conforme os períodos de abandono de terras.

Tabela 2.1. Categorias de ciclos de pousio conforme períodos de abandono na Amazônia brasileira.

Ciclos de pousio	**Períodos de abandono**
Ciclo de longa duração	Período de abandono de 20 a 25 anos
Ciclo médio de abandono	Período de abandono de 6 a 10 anos
Ciclo curto de abandono	Período de abandono não ultrapassa 2 ou 3 anos
Colheitas anuais	Período de descanso da terra de alguns meses
Colheitas múltiplas	Período de descanso muito curto ou inexistente

Fonte: Boserup (1965)

Os ciclos de longa e média duração, de modo geral, possibilitam a reconstituição da vegetação em estádios de regeneração mais antigos, por apresentar períodos maiores de pousio. Quando as áreas são reabertas, a queima da matéria orgânica fornece nutrientes, aumenta o pH do solo, aumentando sua fertilidade mesmo com a perda parcial de nutrientes e matéria orgânica pela queima (SCHMITZ, 2007). Entretanto, quando o ciclo de pousio tende a diminuir, observa-se uma perda de fertilidade do solo, sendo necessário mais insumo e mão-de-obra para manter ou aumentar a produção. Na Zona Bragantina/PA, uma região com relativa estabilidade nos sistemas de uso da terra, constatou-se que o aumento populacional e a crescente integração ao mercado levaram a períodos de pousios menores (HURTIENNE, 2005).

Alves (2007), utilizando dados dos Censos Agropecuários 1985 e 1995 do Mato Grosso, Pará e Rondônia, menciona que houve um decréscimo da proporção de terras produtivas não utilizadas (abandonadas há mais de 4 anos) de 1985 à 1995, sobretudo nas áreas mais desmatadas, e um aumento proporcional dessas terras em regiões com mais florestas. O autor ainda observou que o aumento proporcional de florestas naturais pode ser efeito da incorporação de novas terras pelo movimento da fronteira em direção às áreas de florestas intactas, ao mesmo tempo em que há o desmatamento de áreas já ocupadas (ou de intensificação da terra).

O processo de intensificação de uso ou de abandono de terra pode variar de acordo com os diferentes sistemas de produção e com as inovações tecnológicas, contribuindo para diferentes cenários de estádios sucessionais da vegetação regenerada (COSTA, 2006, 2008). Em regiões de pecuária extensiva de manejo rudimentar no Mato Grosso e Pará, foi observado um abandono de pastagens antigas,

sendo uma parte dessas áreas recuperada e reutilizada para pastagem e outra parte, convertida para o cultivo de grãos. (CASTRO, 2004).

Moran et al. (1994) observaram que a variabilidade espacial nas taxas de crescimento da sucessão secundária na Amazônia são influenciadas pela ocorrência de queimadas, banco de sementes, fertilidade dos solos e declividade do terreno. Alves e Skole (1996) mostraram, em Rondônia, que tanto o abandono de áreas já desmatadas como o desmatamento de áreas regeneradas são práticas comuns na região. Além disso, Roberts et al. (2002) observaram que as pastagens em Rondônia geralmente não são abandonadas, e raramente ocorre a regeneração da vegetação, a qual não persiste por mais de oito anos.

D'Antona et al. (2006) encontraram forte influência do tamanho da propriedade no processo de conversão da cobertura da terra e consequente formação de vegetação secundária em Santarém, no Pará. Esses autores observaram que as propriedades familiares menores, devido à escassez de terra, tendem a apresentar vegetação secundária em ciclos mais curtos, quando comparadas a propriedades familiares maiores; corroborando assim, com o tipo de sistema de uso da terra proposto por Boserup (1965), em que ciclos de menor duração mantêm a área em constante utilização agrícola, impedindo a formação de vegetação secundária de estádio intermediário ou avançado.

Alves et al. (2003), no estado de Rondônia, mostraram que em áreas de concentração de desmatamento, onde há redução drástica dos remanescentes florestais intactos, há também uma pressão para a derrubada sobre a vegetação secundária. Alves (2007), nos estados do Mato Grosso, Pará e Rondônia, encontrou indícios de um processo semelhante ao verificar uma queda mais acentuada das terras produtivas não utilizáveis em áreas mais desmatadas, com base nos dados dos Censos Agropecuários de 1985 e 1995, além de uma queda na fração de terras representada por essa categoria.

Uma visão geral parece mostrar uma tendência de diminuição na ocorrência de vegetação secundária em áreas próximas às rodovias e pólos de desenvolvimento, onde há infraestrutura consolidada e uma fronteira de desmatamento mais antigo. Por outro lado, é mais difícil dizer que a possibilidade de avançar sobre a floresta para abrir novas fronteiras, parece estar mais associada com o processo de abandono de terras (MELLO; ALVES, 2011).

No processo diferenciado de ocupação da Amazônia, as lavouras tornaram-se mais expressivas em áreas do Mato Grosso, Pará e Rondônia, através da implantação de novas culturas e expansão das culturas tradicionais, transformando-as juntamente com a pecuária, em uma atividade geradora de recursos e integrada à economia nacional. A expansão da pecuária na região é também um problema polêmico; o

programa de monitoramento de cobertura da terra da Amazônia, TerraClass, estimou que dos quase 1,7 milhões km^2 de área antropizada até 2008, aproximadamente 25% correspondem a áreas ocupadas por pastagens (TERRACLASS, 2011).

2.2. Desmatamento

Do ponto de vista da principal fonte financiadora do desmatamento da região Amazônica se distingue dois períodos no processo de conversão de cobertura natural na Amazônia, o primeiro entre 1967-1995 e o segundo pós 1995 até os dias atuais (CARVALHO, 2012). No primeiro período é marcante a presença do Estado como força indutora do desmatamento, seja pelas grandes obras de infraestrutura, ou pelos incentivos fiscal-financeiros e outras políticas do governo federal. Para Carvalho (2012), os desmatamentos na Amazônia paraense são conduzidos atualmente de forma autônoma pelos pecuaristas e madeireiros, sem o aporte financeiro da política de incentivos fiscais do Estado. A agropecuária extensiva, a extração madeireira e a mineração constituem as atividades responsáveis pelas altas taxas de desmatamento na Amazônia, principalmente no Pará.

Mesmo com a rarefação dos incentivos fiscais, o desmatamento da floresta Amazônica tem se mantido elevado (Figura 2.1). Os constantes aumentos da taxa anual de desmatamento entre 1995 e 2004 foram provocados, sobretudo, pela expansão do cultivo de commodities agrícolas (NEPSTAD et al., 2006). Como consequência, tem-se o aumento do conflito entre fazendeiros e a comunidade pró-manutenção da floresta. Do ponto de vista ambiental, apesar das dificuldades de mensurar as perdas, alguns estudos apontam que os custos sociais e ambientais dos desmatamentos são superiores aos benefícios privados da pecuária extensiva de corte devido aos conflitos sociais e às perdas de biodiversidade genética e ambiental (CARVALHO, 2012). Outro aspecto importante é que a madeira extraída da floresta Amazônica tem sido um produto rentável, servindo de agente financiador de parte do desmatamento para a formação de pastagem (NEPSTAD et al., 1999).

É importante frisar quer a partir de 2004 o total de área desmatada anualmente iniciou uma tendência de queda (Figura 2.1), a qual ainda se mantém atualmente. De modo geral, ha duas explicações para a redução do desmatamento, uma é a maior fiscalização do Estado a outra é dada pelo menor preço das commodities agrícolas e a crise econômica mundial (ROSA et al., 2012). Tais explicações não são confrontantes e podem sim, serem complementares.

Figura 2.1 - Desmatamento contabilizado na Amazônia Legal no decorrer dos anos e contribuição individual do Estado do Pará em tal estimativa. (a) média entre 1977 e 1988; (b) média entre 1993 e 1994.

Fonte: PRODES (http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2011.htm)

O pequeno agricultor também tem atuado como ator no processo de desmatamento. Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), devido aos desmatamentos ocorridos em seus assentamentos, foi responsabilizado por cerca 30 % do desmatamento ocorrido em 2011. Também foi verificado que apenas 14 dos 1.220 assentamentos criados no Pará possuem área desmatada inferior a 80%, que é área de reserva legal determinada pelo atual Código Florestal Brasileiro (IMAZON, http://www.imazon.org.br/publicacoes/outros/analise-do-desmatamento-em-assentamentos).

Carvalho (2012) cita também outros fatores indutores do desmatamento florestal no Pará, como o aumento do preço da terra, migração, investimentos em novas estradas e distribuição de energia elétrica no meio rural, o crescimento das cidades de pequeno e médio porte e a expansão da agricultura para a exportação. Homma (1993), comenta que nenhum desses fatores pode ser considerado como o único responsável pelo desmatamento.

Como pode ser observado na Figura 2.1, o desmatamento no Pará a partir de 2004 tem seguido a tendência de queda observada para toda a Amazônia Legal, contudo, sem a mesma intensidade ocorrida em outros Estados. A Figura 2.2 mostra que o Pará a partir de 2004 tem apresentado tendência de aumento de sua participação no total de área desmatada na Amazônia Legal.

Figura 2.2 – Representação gráfica do valor relativo do desmatamento anual do Pará com relação ao desmatamento total identificado anualmente pelo PRODES .

Sendo assim, é sobre o Pará que as instituições de fiscalização ambiental e demais órgãos dedicados a redução de desmatamento da Amazônia devem se atentarem.

2.3. Clima e Histórico de Secas na Amazônia

Conforme Souza et al. (2009), a característica que melhor define o clima da Amazônia é a ampla variação espaço-temporal da atividade convectiva tropical e da precipitação, as quais se tornam as variáveis climáticas mais importantes da região.

Segundo Mota e Mendonça (2006), essa região é caracterizada por apresentar forte atividade convectiva. Esta convecção afeta toda a profundidade da troposfera e serve para unir a camada limite com o restante da atmosfera. Já o estado termodinâmico e dinâmico da circulação de grande escala é vital para o crescimento, desenvolvimento e manutenção dessa convecção.

Com respeito a precipitação, a maior parte das chuvas ocorre durante o verão, entre dezembro e abril (MARENGO et al., 2001). A mesma está associada aos padrões de circulação atmosférica quase estacionários de grande escala relacionados à Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) e Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) - (SOUZA e ROCHA, 2006). O período de chuvas ou forte atividade convectiva na região Amazônica ocorre entre novembro e março, sendo que o período de seca (sem grande atividade convectiva) é entre os meses de Maio e Setembro. Os meses de abril e outubro são de transição entre um regime e outro. A distribuição de chuva no trimestre dezembro-janeiro-fevereiro (DJF) apresenta uma região de precipitação alta

(superior a 900 mm) situada na parte oeste e central da Amazônia, em conexão com a posição geográfica da Alta da Bolívia.

Com relação a variação interanual e sazonal da estação chuvosa na Amazônia, é sabido que tais variações são moduladas diretamente pelos padrões oceano-atmosfera de grande escala, associados ao ciclo do El Niño-Oscilação Sul (ENSO) sobre o Oceano Pacífico e as fases do gradiente meridional inter-hemisférico de anomalias de Temperatura da Superfície do Mar (TSM) sobre o Oceano Atlântico intertropical (NOBRE; SHUKLA, 1996). Através de mudanças significativas nos padrões da circulação troposférica associados às células de Walker e de Hadley (e.g. SOUZA et al., 2004), ambos os modos climáticos do Pacífico e Atlântico interferem na posição e intensidade das bandas de nebulosidade convectiva da ZCAS e ZCIT e, portanto, modulam a distribuição de chuva na região.

A variabilidade climática provoca sérios problemas a economia, e não raro afeta de forma significativa as populações humanas e ecossistemas naturais. As secas, consequência dessas variabilidades, tem provocado grandes prejuízos ambientais e sociais na região Amazônica.

A intensa seca provocada pelo El Niño em 1997 e 1998 aumentou a flamabilidade das florestas e das pastagens no leste e sul da Amazônia no período de estiagem de 1998. Os impactos ambientais e econômicos resultantes das queimadas foram vultosos, só em perdas na produção agropecuária foram mais de U.S.$ 36 milhões (NEPSTAD et al., 1999; COCHRANE, 2009) . Kirchhoff e Escada (1998) descreveram tais incêndios como os mais intensos nos últimos cem anos.

Em 2005 também foi reportada uma seca de grandes proporções na região Amazônica, chamada naquele instante de seca do século (Aragão *et al.*, 2007). Estudos conduzidos por Marengo et al. (2008) e Zeng et al. (2008) concluíram que a seca de 2005 não estava associada ao El Niño, como a maioria das anteriores, mas ao aquecimento das águas do Atlântico Tropical Norte. A seca de 2005 foi semelhante à de 1964, que também não esteve associada ao El Niño. Durante a ocorrência deste fenômeno a estiagem foi maior sobre a região Central e Oriental da Amazônia, como no caso das secas de 1926, 1983 e 1998 (MARENGO; NOBRE, 2009).

Na Figura 2.3 são apresentados os valores sazonais de anomalias de chuva durante as secas de 1998 e 2005. Os padrões típicos de seca durante o El Niño são evidenciados nos mapas de chuva de 1998, com demasiada redução de chuva na Amazônia. A abrangência da seca de 1998 foi maior do que a de 2005, atingindo grandes extensões da Amazônia desde dezembro de 1995 até maio de 1998. Já na seca de 2005 foi detectada uma redução intensa de chuva no sudoeste da Amazônia, iniciando-se em dezembro de 2004 e estendendo-se até fevereiro de 2005 (MARENGO et al., 2008).

Figura 2.3 – Mapas sazonais de chuva na América do Sul Tropical durante a seca de 1998 (quadros de *a* até *d*) e 2005 (quadros de *e* até *h*). As anomalias pluviométricas de 1998 e 2005 foram calculadas tomando como referência a pluviosidade média no intervalo de 1961-1990. Tons de vermelho/azul mostram anomalias positivas/negativas em mm/mês. Essas anomalias são a diferença pluviosidade

Fonte: Marengo e Nobre (2009)

No Pará, durante a seca de 2005, onze municípios decretaram estado de emergência e dois permaneceram em situação de alerta, devido a diminuição do volume dos rios e consequente contaminação pela mortalidade de toneladas de peixes. Estima-se que mais de 92 mil paraenses foram afetados pela falta de água potável, comida e transporte (MARENGO; NOBRE, 2009).

Em conformidade com os resultados de diversos modelos globais de circulação, que apontam para um aumento da frequência e intensidade dos eventos de seca na região Amazônica (Malhi *et al.*, 2008), cinco anos após um evento considerado secular (2005) ocorreu uma seca ainda mais severa em 2010. Lewis et al. (2011) estimaram que cerca de 3 milhões de km^2 da superfície Amazônica foram afetadas pela seca de 2010, área consideravelmente maior que os 1,9 milhões de km^2 da seca de 2005 (Figura 2.4). Para os autores, a seca de 2010, assim como a de 2005, está relacionada a tendência inter-decadal de aquecimento da TSM do Atlântico Norte tropical.

Figura 2.4 – Dados de anomalia de precipitação durante as secas de 2005 e 2010. As anomalias precipitação de 2005 e 2010 foram calculadas tomando como referência a pluviosidade média dos meses de setembro e outubro entre 2000 e 2009 (excluindo 2005).

Fonte: Adaptado de Lewis et al. (2011)

A seca de 2010 começou durante um evento *El Niño* no início do verão austral, tornando-se mais intensa durante o *La Niña* no decorrer das estações de inverno e primavera. O impacto da seca de 2010 foi notado principalmente nos baixos níveis de vazão do curso principal do rio Amazonas e vários de seus afluentes, nas altas temperaturas de superfície e na atmosfera mais seca, que favoreceu o aumento de evaporação (MARENGO et al., 2011).

Em um estudo conduzido por Marengo et al. (2011) foi observado que desde o final de 1970 as anomalias de TSM do Atlântico Norte tropical têm aumentado gradualmente, atingindo valores elevados em 1980, 1998, 2005 e 2010. Tais elevações coincidem com os anos de seca na Amazônia. De março a maio de 2010, a anomalia da TSM foi a maior (1,5 ° C) desde 1923, superando o recorde anterior de cerca de 0,9 ° C em 2005.

2.4. Formações Vegetais do Estado do Pará

A Figura 2.5 apresenta a distribuição espacial das formações vegetais presentes no Estado do Pará. No decorrer do texto tais formações são caracterizadas, ainda que de forma geral.

Figura 2.5 – Mapa de domínios de vegetação produzido pelo Projeto RADAMBRASIL
Fonte: RADAM-BRASIL (1978)

Conforme Veloso et al. (1991), a vegetação natural preponderante na região é a do tipo Floresta Ombrófila Densa. Essa formação ocupa o dissecamento do relevo montanhoso e dos planaltos com solos medianamente profundos, coberta por árvores com altura aproximadamente uniformes (30 metros). A formação de Floresta Ombrófila Densa ocorre normalmente em locais com características climáticas de curto período seco (de 1 a 2 meses) e temperatura acima de 25° C. Esta formação apresenta um grande número de espécies, muitas de excelente potencialidade para indústria madeireira.

A Região da Floresta Ombrófila Aberta ocupa grande extensão de terreno com diferentes aspectos climatológicos e pedológicos. Caracteriza-se por um bioclima de período seco pouco pronunciado (2 a 3 meses) e altas temperaturas (acima de 22° C – Tropical Equatorial Amazônico) - (VELOSO et al., 1991).

A Floresta Estacional Decidual Tropical está sobre solos deficientes, com abundância de areia quartzosas, localizada entre o contato da Floresta Estacional com uma vegetação de aspecto fisionômico de savana. É caracterizada pela formação Submontana com dossel emergente, onde mais de 60% de suas espécies arbóreas perdem as folhas durante épocas desfavoráveis (período de seca). A Floresta Estacional semidecidual cobre uma área expressiva e possui duas subformações, a Aluvial com dossel emergente e Submontana com dossel emergente (VELOSO et al., 1991).

As Formações Pioneiras são constituídas por vegetações campestres herbáceas e às vezes, hemicriptófitas, que podem passar por um processo de sucessão natural. Estas formações ocorrem ao longo dos cursos dos rios e ao redor de depressões que acumulam água. Tais locais são pedologicamente instáveis com sedimentos pouco consolidados e que estão sob o processo de acumulação fluvial ou lacustre (VELOSO et al., 1991).

Em virtude das modificações ocorridas nas áreas de floresta, principalmente nas últimas três décadas, pelas atividades antrópicas, há significativas porções de vegetação regenerada. Essas formações, denominadas de capoeiras latifoliadas, são encontradas em vários estágios de sucessão, com estrutura vertical e densidade variáveis (VELOSO et al., 1991).

O domínio Cerrado encontra-se geralmente em solos muito lixiviados, com maior expressão nos arenitos do Pré-Cambriano. Caracteriza-se por um bioclima bem marcado por um período seco, que se acentua nos solos de textura arenosa e temperaturas médias variáveis (acima de 18 °C). Esse domínio é representado por quatro distintas fisionomias, que se distribuem por extensas áreas de terreno na forma de contatos, formando interpenetrações com encraves de outras formações. Tais fisionomias são: Arbórea Densa (Cerradão), Arbustiva (Campo Cerrado), Savana Parque e Gramíneo-Lenhosa (Campo Limpo) - (VELOSO et al., 1991).

As formações de Campinarana ocupam áreas tabulares arenosas, bastante lixiviadas pelas chuvas durante os últimos 10.000 anos. Além das áreas tabulares, encontram-se em depressões fechadas, suficientemente encharcadas no período chuvoso e com influência dos rios que cortam a região, em todas as direções (VELOSO et al., 1991).

Esta classe de formação é dividida em três subgrupos de formação: arbórea densa, arbórea aberta ou arborizada e gramíneo-lenhosa. No Pará nota-se a ocorrência tanto

do subgrupo campinarana arborizada quanto do de gramíneo-lenhosa. A campinarana arborizada é constituída por plantas raquíticas, sendo anãs em face dos terrenos capeados por podzol hidromórfico das depressões fechadas. A campinarana gramíneo-lenhosa ocorre nas planícies encharcadas próximas aos rios e lagos da região. Estas planícies são capeadas por um tapete de geófitos e hemicriptófitos das famílias Poaceae (gramíneas) e Cyperaceae, ambas de dispersão pantropical (VELOSO et al., 1991).

2.5. Efeitos das queimadas na Floresta Amazônica

Conforme Uhl e Buschbacher (1985), os estudos dos impactos causados pelas queimadas na Floresta Amazônica tiveram início nos anos 80, mas passaram a receber maior atenção da comunidade científica após as queimadas ocorridas durante a seca de 1997-1998 (BARLOW et al., 2003). A partir daí, foram realizados trabalhos sugerindo que as queimadas na Floresta Amazônica emitiam quantidades de CO_2 globalmente significativas, estimou-se que 43 Tg de C foram emitidas na queimada de 1997-1998 em Roraima (Fearnside and Laurance, 2004). E que tais florestas queimadas davam início a um ciclo de *feedback* positivo, tornando-se mais inflamáveis e, por conseguinte, mais suscetíveis à queimadas recorrentes (COCHRANE et al., 1999). Estes incêndios provocam altos níveis de mortalidade das árvores, e os feedbacks positivos envolvidos são considerados como um dos mais importantes causadores da secundarização das florestas Amazônicas (BARLOW; PERES, 2008; COCHRANE; SCHULZE, 1999).

A mortalidade das árvores no período de dois anos após a ocorrência de queimada foi avaliada em várias florestas tropicais (BARLOW; PERES, 2006; BARLOW et al., 2012). Contudo, diversas questões permanecem ainda sem as devidas respostas. Por exemplo, há uma variação considerável e ainda não explicada nos níveis de mortalidade de árvores em diferentes regiões da floresta Amazônica (a mortalidade das árvores ≥10 cm de Diâmentro a Altura do Peito – DAP – atribuída às queimadas de baixa intensidade varia entre 8-44%), obtidos por meio de estudos experimentais. Além disso, torna-se cada vez mais claro que, em grande parte, as consequências das queimadas só se tornam aparentes após vários anos. Isto é, algumas árvores maiores podem levar mais tempo para morrer, implicando que os impactos podem se fazer presentes décadas após a ocorrência das queimadas (BARLOW et al., 2003, 2010). Por fim, pouco se sabe acerca da composição da regeneração pós-fogo (SLIK et al., 2002), e sobre como isso pode ser afetado pelo número de vezes que uma área florestada foi queimada (BARLOW; PERES, 2008; MESTRE et al., 2009).

2.6. Estratégias de Adaptação da Floresta as Queimadas

Uma evidência evolutiva da ausência das queimadas na dinâmica natural da Floresta Amazônica é a falta de adaptações específicas em suas espécies que garantam sua sobrevivência na presença de incêndios (Uhl and Kauffman, 1990). As espécies que persistem nos ecossistemas antropicamente modificados e sujeitos a queimadas frequentes possuem o que se considera de “adaptações casuais”. Tais adaptações ao fogo são características distintas que aumentam a probabilidade de sobrevivência do indivíduo e facilitam a perpetuação da população. Como principais características citam-se a espessura das cascas, capacidade de rebrota, dormência das sementes e mecanismos de dispersão (BRANDO et al., 2012; KAUFFMAN; UHL, 1990).

A casca arbórea pode proteger o sistema vascular e os tecidos meristemáticos de danos causados pelas queimadas, funcionando como um isolante térmico. Esta propriedade é influenciada pela densidade, umidade, composição química, características superficiais e espessura da casca (KAUFFMAN; UHL, 1990). No entanto, os estudos sobre movimentos de fluxos de calor em cascas de espécies da Floresta Amazônica têm focado apenas nas características da superfície e espessura das cascas (UHL; KAUFFMAN, 1990).

Dentre as características da casca que influenciam o fluxo de calor citam-se a textura e a espessura. Conforme experimento realizado por Uhl e Kauffman (1990), no qual foi medida a temperatura externa dos troncos, os valores mais altos foram encontrados nos troncos que possuíam cascas esfoliadas, as quais eram altamente inflamáveis. Já espécies que possuíam cascas estriadas apresentaram as menores temperaturas.

Tanto nos estudos de florestas tropicais quanto nos de florestas temperadas se considera a espessura como fator principal na caracterização da capacidade de isolamento da casca. Não diferente da riqueza florística da Floresta Amazônica, há uma grande variação na espessura de casca das espécies arbóreas da região. Em um universo de 699 indivíduos foram identificadas espessuras de casca que variavam de 1,5 a 29 mm. Neste mesmo trabalho, os autores mencionaram que em um incêndio de baixa intensidade (40 cm de chama e 141 segundos de permanência) todos os indivíduos com espessura de casca menor que 6,4 mm morreram (UHL; KAUFFMAN, 1990).

Com relação à capacidade de rebrota das espécies Amazônicas após passagem do fogo, os referidos autores concluíram que as espécies que possuem esta capacidade têm uma valiosa vantagem competitiva, uma vez que o sistema radicular está bem desenvolvido, conferindo-lhes altas taxas de crescimento. Tal capacidade de adaptação está presente em diversos indivíduos de distintas famílias da Floresta Amazônica. Uhl et al. (1988) observaram, em trabalho realizado no leste da região Amazônica, que 94 de 171 espécies de árvores rebrotavam após a passagem do fogo.

Kauffman (1991), em outro estudo realizado no mesmo local, menciona que 80% das famílias de plantas (n=25) tinham indivíduos capazes de rebrotarem após a queimada.

Vale mencionar que o processo de rebrota em uma planta pode ocorrer segundo três formas dependendo do nível de queima, e obviamente, da espécie: 1) rebrota através da gema foliar; 2) rebrota subterrânea, i.e. por raízes, rizomas, tubérculos, bulbos e; 3) rebrota através do tronco.

A rebrota pela gema foliar ocorre quando brotos dormentes localizados em grandes galhos ou troncos são estimulados a crescer devido à mortalidade da folhagem causada pela queimada. Este tipo de rebrota é comum nas espécies neotropicais, quando ocorre a queda das folhas da copa (PUTZ; BROKAW, 1989). Em pesquisa realizada por Kauffman (1991) no leste da Amazônia foi levantado que 52% das famílias de plantas e 31% das espécies tinham a capacidade de rebrotar desta forma.

A rebrota pela gema foliar é uma valiosa estratégia de recuperação aos danos causados por queimadas de baixa intensidade, as quais possuem níveis de calor que chegam a causar as quedas das folhas, mas não comprometem o sistema vascular, bem como os brotos dormentes. Tomando como exemplo um trabalho feito na Austrália, foi constatado que este tipo de rebrota conferiu aos indivíduos do gênero *Eucalyptus* vantagem competitiva em termos de estrutura e rápido restabelecimento quando comparada àquelas espécies que se restabeleceram através de semente ou rebrota basal (GILL et al., 1978).

No entanto, esta estratégia de adaptação só é válida em casos de queimadas de baixa intensidade. Em queimadas muito severas, ou em caso de corte, onde só restam pedaços dos troncos, as únicas possibilidades de rebrota se dão através de órgãos subterrâneos ou pela rebrota basal. A rebrota subterrânea se vale do isolamento térmico promovido pelo solo, o qual permite a sobrevivência do sistema radicular que, mesmo sob uma queimada de grande intensidade, pode garantir a re-colonização das espécies (KAUFFMAN; UHL, 1990). A rebrota basal possibilita um restabelecimento mais rápido que o subterrâneo, no entanto, os brotos estarão mais vulneráveis caso se tenha uma recorrência das queimadas. Uhl et al. (1981) mencionam que três meses após o corte e queima de uma área no alto Rio Negro 87% dos troncos haviam rebrotado, entretanto, após a recorrência de uma queimada todos os brotos estavam mortos.

Kauffman (1991) levantou, em uma área de estudo no leste da Amazônia, que 68% das famílias de plantas e 56% das espécies arbóreas eram capazes de rebrotar através de seu sistema radicular. Neste trabalho, o autor concluiu que há uma grande variação entre as espécies em termos de sucesso de re-colonização via rebrota subterrânea, variando de 15% (*Cecropia* spp.) a 67% (Lecythidaceae).

Além dos mecanismos de rebrota, outra estratégia utilizada pelas espécies arbóreas da Amazônia para o restabelecimento após incêndios é a germinação a partir do banco de sementes. Assim como os sistemas radiculares das espécies de plantas, as sementes são protegidas pela ação isolante do solo ao calor das queimadas Em áreas de floresta na Amazônia, os bancos de sementes possuem de 180 a 860 sementes germináveis por m^2 (UHL; CLARK, 1983). Essa elevada quantidade pode ser explicada pela abundância de sementes dispersadas e também pelo grande tempo de dormência das mesmas (KAUFFMAN; UHL, C., 1990). Uhl e Clark (1983), em trabalho na Amazônia Venezuelana, relataram um aporte de aproximadamente 50 sementes por ano em cada m^2 de floresta. Neste mesmo trabalho Uhl e Clark (1983), estudando a longevidade das sementes, mostram que a maioria das espécies emergentes se mantém germináveis por até um ano sob condições naturais. No entanto, as sementes de *Cecropia* spp podem ficar mais de 15 anos em estado de dormência (UHL; CLARK, 1983).

No entanto, a ocorrência de queimadas reduz drasticamente o número de sementes germináveis. Conforme UHL et al. (1981), a temperatura média a 1 cm da superfície, durante uma queimada em área desflorestada, foi de 100 °C. Medidas anteriores aos distúrbios apontavam uma média de 750 sementes germináveis por m^2 enquanto que, após a queimada, o número de sementes foi reduzido para em média de 160 por m^2 (UHL et al., 1981).

Diante de distúrbios muito intensos (desflorestamento e queimada), nos quais até mesmo o banco de semente foi bastante reduzido, a única estratégia de recolonização disponível é a dispersão de sementes vindas de áreas circundantes, sendo os principais veículos de dispersão o vento, os animais, as águas e os seres humanos (UHL; KAUFFMAN, 1990).

Uhl et al. (1988), em trabalho sobre a sucessão ocorrente em pastagens abandonadas na Amazônia, revelaram que 88% das espécies que recolonizaram o local eram zoocóricas (necessitam de animais para se dispersarem). No entanto, há fortes limitantes a este mecanismo de dispersão, como a porosidade da matriz circundante, o local a ser recolonizado e, principalmente, a necessidade de fontes de propágulos em distâncias compatíveis com a área de vida do agente de dispersão (LINDENMAYER; FRANKLIN, 2002).

2.7. Sensoriamento Remoto Aplicado ao Estudo de Queimadas

A utilização do Sensoriamento Remoto na identificação de queimadas baseia-se, principalmente, em dois subprodutos do fogo, a saber: as modificações biofísicas do material carbonizado e a liberação de calor. É sob a ótica desses subprodutos que as análises de Sensoriamento Remoto têm sido categorizadas em a) detecção de cicatriz de queimada e b) detecção de focos de calor. A primeira categoria, cicatriz de

queimada, baseia-se no comportamento espectral do material carbonizado pós-passagem do fogo, principalmente, nas faixas espectrais do visível (0,4 a 0,7 µm), infravermelho próximo (0,7 a 1,5 µm) e infravermelho médio (1,5 a 4 µm). A segunda, focos de calor, pauta-se na identificação da queimada, principalmente, pelo calor emitido pelo alvo. Neste caso, utilizam-se sensores com bandas centradas na faixa do infravermelho termal (4 a 15 µm). A Tabela 2.2 apresenta as características de diversos sensores utilizados na elaboração de produtos de cicatrizes de queimadas e de focos de calor.

Tabela 2.2 - Sensores utilizados na detecção de cicatrizes de queimadas e focos de calor.

Sensor	**Aplicação principal**	**Resolução espacial**	**Faixa de imageamento**	**Bandas (µm)**	**Vantagens**	**Limitações**
AVHRR	Focos de calor, cicatrizes de queimadas	1,1 Km	2400 Km	0,58-0,68 0,72-1,10 3,55-3,93 10,3-11,3 11,5-12,5	Baixo custo, alta frequência temporal	Saturação em 325 K na faixa de 3,55-3,93 µm
DMSP-OLS	Focos de calor	0,56 Km 2,07 Km	3000 Km	0,58-0,91 10,3-12,9	Alta sensibilidade alta frequência temporal	Uso noturno
SPOT-5	Cicatrizes de queimadas	5m PAN 10 m Multiesp.	60 km	0,50-0,59 0,61-0,68 0,79-0,89 1,58-1,75	Alta resolução espacial, banda MIR	Baixa frequência temporal, pequena área de cobertura, alto custo

Tabela 2.2 – Continuação.

Sensor	Aplicação principal	Resolução espacial	Faixa de imageamento	Bandas (μm)	Vantagens	Limitações
SPOT Vegetation	Cicatrizes de queimadas	1 km	2000 km	0,43-0,47 0,61-0,68 0,78-0,89 1,58-1,75	Banda MIR, grande área de cobertura, alta resolução Temporal	
Landsat TM e ETM+	Cicatrizes de queimadas	15 m PAN 30 m MS	185 km	0,45-0,52 0,52-0,60 0,63-0,69 0,76-0,90 1,55-1,75 10,4-12,5 2,08-2,35	Banda MIR, média resolução espacial	Baixa resolução temporal, alto custo
GOES-8	Focos de calor	1 km (Visível) 4 km (Termal)	Hemisfério	0,52-0,72 3,78-4,03 6,47-7,02 10,2-11,2 11,5-12,5	Altíssima resolução temporal	Baixa resolução espacial, banda 3,9 μm ponto de saturação em 335 K
ATSR-2	Cicatrizes de queimadas	1 km	500 km	3,51-3,89 1,57-1,63 10,4-11,3 11,5-12,5	Boa configuração espectral para mapeamento de cicatriz	
MODIS	Focos de calor,	250 m 500 m	2330 km	36 bandas	Saturação em 450 K a 4	

Tabela 2.2 - Conclusão

	cicatrizes de queimadas	1 km			µm e 400 K a 11 µm	

Observa-se, no entanto, que apesar das queimadas ocorrerem com grande frequência e afetarem distintas regiões do globo, há uma grande carência de produtos de áreas queimadas em escala regional. Já foram tomadas algumas iniciativas de desenvolvimento de produtos globais de cicatrizes de queimadas através de sensores orbitais. Citam-se, nessa linha, os produtos GLOBSCAR (SIMON et al., 2004), GBA2000 (TANSEY et al., 2004) e o MCD45 *Global Burned Area product* (ROY; BOSCHETTI, 2008; ROY et al., 2002).

No entanto, Setzer et al. (2007) mencionam o problema de acurácia e falta de continuidade dos dados de queimadas gerados pelo projeto GLOBSCAR através do sensor *Along Track Scanning Radiometer* (ATSR-2/ERS2), e pelo *Global Vegetation Burnt Area Product* 2000 (GBA2000, baseado em imagens VEGETATION/SPOT) em escala global. Com o início das atividades do sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS/Terra), em 2000, gerou-se grande expectativa quanto à qualidade de um futuro produto de áreas queimadas, dado que a concepção deste sensor foi baseada em características de sensores historicamente utilizados no estudo de queimadas - *Thematic Mapper* (TM/Landsat) e *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR/NOAA). Porém, até o momento, o produto de áreas queimadas do sensor MODIS, o MCD45, não apresentou resultados robustos referentes à qualidade de seus dados. Shimabukuro et al. (2009), utilizando uma série de imagens fração-sombra derivadas da aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) nas bandas 1 (620-670 nm), 2 (841-876 nm) e 6 (1628-1652 nm) do sensor MODIS (Produto MOD09/Terra, refletância diária de superfície, nível de processamento L2G), obtiveram resultados promissores quando as cicatrizes identificadas na fração-sombra foram visualmente comparadas às observadas nas imagens TM.

Com relação à detecção remota dos focos de calor, já existe uma série temporal considerável disponível à comunidade. Cita-se a aplicação do sensor *Along-Track Scanning Radiometer* (ATSR/ERS-2) para identificação de focos de calor no período noturno (ARINO; ROSAZ, 1999), os dados oferecidos pelo portal do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais advindos de sensores como o *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR/NOAA), o produto global cicatrizes de queimadas proveniente dos dados do sensor MODIS/Terra (JUSTICE et al., 2002), e o produto mensal de focos de calor, desenvolvido por Giglio et al. (2003) através do uso do *Visible and Infrared Scanner* (VIRS/TRMM). São características comuns a esses produtos de queimadas ativas, de resolução espacial grosseira (próxima de 1 km x 1 km), as informações sobre sua localização e horário de detecção.

Embora tais produtos representem adequadamente muitos aspectos da distribuição espacial e temporal do fenômeno queimada, a relação dos focos de calor com a medida de área queimada em uma superfície está sujeita a erros de mensuração. Isso é devido à sua inadequação de amostragem temporal, variabilidade nas condições dos combustíveis e da atmosfera, diferenças no comportamento da fonte de ignição e questões relacionadas à resolução espacial do sensor utilizado (EVA; LAMBIN, 1998; KASISCHKE et al., 2003).

2.8. Análise Exploratória de Dados Espaciais (AEDE)

A análise exploratória de dados espaciais (AEDE), segundo Anselin (2003), está baseada nos aspectos espaciais contidos na estruturação geográfica dos dados. A AEDE é formada por um conjunto de técnicas para a análise estatística de informações de cunho geográfico, com o intuito de evidenciar padrões espaciais nos dados. Esse tipo de análise procura descrever distribuições espaciais, identificar observações discrepantes no espaço, descobrir padrões de associação espacial e sugerir clusters espaciais.

O objetivo de estudos relacionados à análise exploratória de dados espaciais se encontra na verificação da aleatoriedade dos dados utilizados. Nesse sentido, os valores do atributo numa região não dependem dos valores dessa mesma característica nas regiões vizinhas. Na literatura relacionada à análise espacial, existe uma série de estatísticas que permitem investigar a presença ou ausência de autocorrelação espacial (FORTIN; DALE, 2005). Dentre elas, uma estatística muito utilizada para calcular a autocorrelação espacial é denominada de Índice de Moran.

É por meio do Índice de Moran (I) que se obtêm a indicação formal do grau de associação linear entre os vetores de valores observados no tempo t (Z_t) e a média ponderada dos valores da vizinhança, WZ_t . Conforme Fortin e Dale (2005) a autocorrelação espacial positiva próxima de I = 1 revela que existe uma relação direta entre os valores da variável estudada e a localização espacial da mesma, enquanto que a autocorrelação espacial negativa (próxima de $I = -1$) indica que há uma relação inversa entre os valores da variável considerada e a sua localização espacial. A ausência de autocorrelação é dada por valores de I próximos de zero.

O índice global de Moran é uma das formas mais amplamente utilizadas para medir a autocorrelação espacial, sendo expresso pela seguinte equação (MORAN, 1948):

$$I = \frac{n}{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} w_{ij}} \frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} w_{ij}(y_i - \bar{y})(y_j - \bar{y})}{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \bar{y})^2} \tag{2.1}$$

Onde n corresponde ao número de amostras; y_i é o valor do atributo considerado na amostra; $\bar{y}$ representa o valor médio do atributo das amostras; e w_{ij} são os pesos atribuídos conforme a conexão entre as áreas i e j.

Ao normalizar os elementos *m* da matriz de vizinhança *mxn* de modo que a soma de seus pesos em cada linha seja igual a 1, a equação (1) pode ser simplificada para a seguinte forma:

$$I = \frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} w_{ij}\, z_i\, z_j}{\sum_{i=1}^{n} z_i^{\,2}} \tag{2.2}$$

Sendo:

$$z_{ij} = \frac{(y_{ij} - \bar{y})}{\sigma} \tag{2.3}$$

Onde σ é o desvio padrão da média dos valores das amostras.

Além desse índice, é possível identificar a presença da dependência espacial através do Diagrama de Espalhamento de Moran. Conforme Anselin (1995), o gráfico é construído com base nos valores normalizados dos atributos z_i, comparado com a média dos valores dos atributos dos seus vizinhos, e o valor do Índice de Moran corresponde à inclinação da reta de regressão que corta os quadrantes do gráfico (Figura 2.6).

Figura 2.6 - Diagrama de Espalhamento de Moran, o qual apresenta o grau de similaridade entre as amostras. No eixo X está o valor normalizado do indicador da amostra *i* e no eixo Y o valor da estatística de Moran apenas entre os vizinhos de *i*. Sobre o quadrantes: Q1 (valores positivos, médias positivas) e Q2 (valores negativos, médias negativas) - indicam pontos de associação espacial positiva, no sentido que uma localização possui vizinhos com valores semelhantes; Q3 (valores positivos, médias negativas) e Q4 (valores negativos, médias positivas) - indicam pontos de associação espacial negativa, no sentido que uma localização possui vizinhos com valores distintos. As letras H e L nos quadrantes referem-se a grandeza do valores, H=alta e L=baixa

Fonte: Fortin e Dale (2005)

Dessa forma, este gráfico permite analisar o comportamento da variabilidade espacial, indicando os diferentes regimes de associação espacial presente nos dados por intermédio de comparação dos valores normalizados do atributo em uma área com a média dos valores normalizados dos seus vizinhos.

A variabilidade espacial é representada no gráfico por quatro quadrantes que indicam os pontos de associação espacial positiva, no qual os valores dos vizinhos são semelhantes ao valor local. Tais representações são estruturadas do seguinte modo:□Q1 são valores altos (positivos) com média dos vizinhos elevados (alto-alto HH);□Q2 são valores baixos (negativos) com média dos vizinhos baixas (baixo-baixo LL).

Como pontos de associação negativa ou inversa, os vizinhos podem apresentar valores distintos do valor local, ou seja, *outlier* espaciais:□Q3 são valores altos (positivos) com médias dos vizinhos baixas (alto-baixo HL);□Q4 são valores baixos (negativos) com médias dos vizinhos altas (baixo-alto LH).

Portanto, através da análise gráfica do diagrama de espalhamento de Moran, é possível identificar a presença de *outliers*, os quais não seguem o mesmo processo de dependência espacial que a maioria das observações (HENRIQUE, 2004).

Cabe destacar que, para a aplicação de AEDE, é de suma importância testar a hipótese de que os dados espaciais são distribuídos aleatoriamente. Intuitivamente, aleatoriedade espacial significa que os valores de um atributo numa região não dependem dos valores desse atributo nas regiões vizinhas.

Dessa forma, a hipótese nula de aleatoriedade espacial, $H_0 : I = 1/(n-1)$, é testada contra a hipótese alternativa $H_a : I \neq 1/(n-1)$, de forma que, se a hipótese nula for rejeitada e $I > 1/(n-1)$ I >1, então se confirma a presença de autocorrelação espacial positiva. Em contra partida, quando H_0 é rejeitado e $I < 1/(n-1)$, isso indica uma autocorrelação espacial negativa. Existe uma terceira hipótese, se o valor de *I* estiver dentro deste intervalo, se aceita a alternativa de aleatoriedade espacial.

2.8.1. Moran Bivariado

De acordo com Anselin (2003b), a autocorrelação espacial global pode ser averiguada em um contexto multivariado. Além disso, segundo Fortin e Dale (2005), a idéia intuitiva é descobrir se os valores de uma variável observada em uma dada região guarda uma relação sistemática com os valores de outra variável observada em regiões vizinhas.

Esta abordagem foi proposta por Moran em 1967 para quantificar a relação entre o espaço (x_i) e o tempo (t_i) de dados multivariados amostrados numa mesma região (FORTIN; DALE, 2005). Essa abordagem foi usada para o estudo da relação linear entre duas matrizes simétricas. Em termos matemáticos, calcula-se a estatística do Índice de Moran para duas variáveis diferentes da seguinte forma:

$$Z_M = \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{n} w_{ij} x_{ij} \tag{2.4}$$

onde Z_M refere-se a estatística de Moran, w_{ij} é a matriz de conectividade ou a matriz de distância euclidiana e x_{ij} é a matriz de dissimilaridade ou a matriz de distância do valores de todas as variáveis em cada posição amostrada.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

O Estado do Pará, segundo maior estado do Brasil, está localizado no centro da região Norte. Seus limites são os seguintes: estado do Amapá e o Suriname (Norte); Mato Grosso (Sul); Maranhão (Leste); Amazonas (Oeste); Oceano Atlântico (Nordeste); Tocantins (Sudeste) e estado de Roraima e Guiana (Noroeste). A extensão territorial do Pará é de 1.248.042,515 km², divididos em 144 municípios. A capital do estado é Belém, e fica localizada ao Norte do estado. O relevo do estado é predominante baixo e plano. Mais de 80% do território tem altitude de até 300 metros, sendo que destes, mais de 50% são de planícies com altitude de até 200 metros, em relação ao nível do mar. Na planície litorânea, as falésias variam entre 05 e 20 metros de altura. As maiores altitudes são encontradas nas serras de Carajás, Caximbo e na serra do Acari, a maior do estado, com 906 metros de altitude.

Figura 3.1 - Localização da área de estudo.

A vegetação do Pará é predominantemente comporta pela floresta Amazônica (floresta tropical pluvial). Em mata de terra firme são encontradas as castanheiras, enquanto em áreas de mata de várzea, encontram-se as seringueiras. No baixo planalto de Santarém, encontra-se uma área de Cerrado. Na Ilha do Marajó e nas várzeas de

alguns rios são encontrados campos limpos. Ao longo do litoral são encontrados mangues. A fauna, típica da Amazônia, é riquíssima. Vários animais dessa região estão ameaçados de extinção, como o lobo guará, a ariranha, algumas espécies de tartarugas e o peixe-boi. O mesmo ocorre com os peixes, pois a pesca na região é pouco fiscalizada, o que favorece a pesca predatória.

O clima do estado é equatorial, ou seja, quente e úmido. As chuvas são constantes, com ausência de estação de secas. Considerando as precipitações pluviais, o clima da região é marcado por duas estações: o verão, de julho a outubro (temperaturas máximas próximas de 35°C); e o inverno, de novembro a junho (temperaturas mínimas próximas de 19°C). O inverno é a estação das grandes chuvas. A temperatura média anual é de 26°C.

Os rios que cortam o estado pertencem a três bacias hidrográficas: Bacia Amazônica, Bacia do Nordeste e Bacia Tocantins-Araguaia. Os principais rios do estado são: Amazonas, Tocantins, Tapajós, Xingu, Jari e Pará.

3.2. Dados de Sensoriamento Remoto

Os dados utilizados como base para o mapeamento das cicatrizes de queimadas foram as imagens MODIS de refletância de superfície (Produto MOD09/Terra, nível de processamento L2G), bandas 1 (620-670 nm), 2 (841-876 nm) e 6 (1628-1652 nm). As duas primeiras bandas possuem resolução espacial de 250 m, e a última de 500 m (JUSTICE et al., 2002).

A seleção das imagens MODIS diárias foi baseada nos seguintes critérios: 1) período com maior quantidade de detecção de focos de calor registrados no produto MYD14, plataforma Aqua passagem vespertina (Figura 4.1); 2) disponibilidade de imagens livres de cobertura de nuvens; e 3) centralidade da área de interesse para evitar distorção panorâmica nas bordas das imagens.

A Figura 3.2 mostra que os meses de concentração de focos de calor variam anualmente no Pará, evidenciando a necessidade de se usarem períodos variáveis de monitoramento de queimadas. Porém, não se trata apenas da variação temporal das queimadas, mas também espacial, como pode ser visto na Figura 3.3. É possível observar, nos mapas de densidade de focos de calor identificados em 2005 e 2010 (Figura 3.3), que as queimadas entre julho e outubro concentraram-se marcadamente na porção sul do Estado do Pará, enquanto que na porção norte do Estado o período de queimadas se estendeu de julho a janeiro, como a maior quantidade de ocorrências a partir de outubro.

Figura 3.2 - Focos de calor detectados mensalmente pelo sensor MODIS/Aqua (passagem vespertina) entre janeiro de 2001 e janeiro de 2011 no Estado do Pará.

Fonte: PROARCO, http://www.dpi.inpe.br/proarco/bdqueimadas/

Figura 3.3 – Densidade espacial dos focos de calor (kernel maps, L=2,5 km) detectados mensalmente pelo sensor MODIS/Aqua (passagem vespertina) entre os meses de janeiro e dezembro de 2005 e 2010 no Estado do Pará. A densidade de focos aumenta da tonalidade verde a azul. Os números presentes no canto superior direito de cada quadro da figura se referem ao mês de detecção dos focos.

A Tabela 3.1 apresenta o período e o número de imagens selecionadas para a execução do mapeamento nos anos de 2005 e 2010.

Tabela 3.1 - Quantidade de imagens utilizadas no mapeamento das cicatrizes de queimadas ocorridas no Estado do Pará no ano de 2005 e 2010

Ano/Mês	**Jan.**	**Fev.**	**Mar.**	**Abr.**	**Mai.**	**Jun.**	**Jul.**	**Ago.**	**Set.**	**Out.**	**Nov.**	**Dez.**
2005	-	-	-	-	-	-	02	05	06	04	03	02
2010	-	-	-	-	-	-	02	04	05	06	03	03

Além dos dados MODIS, também foram utilizados: a) dados de desmatamento produzidos pelo Projeto de Estimativa de Desmatamento Bruto da Amazônia (PRODES, http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html); b) o mapa de "domínios de vegetação" do projeto RADAMBRASIL (RADAMBRASIL, 1978) e; c) mapa de cobertura da terra do projeto TerraClass (TERRACLASS, 2011).

O projeto PRODES iniciou o mapeamento do desmatamento na região Amazônica de forma sistemática em 1988. A base utilizada para a avaliação do desmatamento é o mapa de domínios de vegetação produzido pelo programa RADAMBRASIL na década de 1970. O mapeamento do PRODES utilizado foi realizado por classificação semi-automática de imagens TM/Landsat, discriminando as seguintes classes de cobertura: áreas remanescentes da floresta Amazônica ("Floresta"), desmatamento acumulado até 1997, desmatamento acumulado entre 1997 e 2000, e desmatamento anual de 2001 a 2010 (Figura 3.4). Áreas pertencentes a outras formações (por exemplo, cerrado, caatinga, pântanos), no mapa base do RADAMBRASIL, são rotuladas como "Outros", e o desmatamento não é avaliado para essas áreas. Ressalta-se que, uma vez rotulada como "desmatamento" no mapa, a área não é mais avaliada pelo analista nos anos subsequentes.

Figura 3.4 - Mapa de cobertura da terra produzido pelo projeto TerraClass para o ano de 2008 e atualizado com desmatamentos detectados pelo PRODES em 2009 e 2010.

Fonte: Adaptado de TerraClass (2011).

O mapeamento de domínios de vegetação do Projeto RADAMBRASIL foi produzido por meio da análise integrada de imagens de sensor radar de visada lateral (*Side Looking Airbone Radar* – SLAR) e com dados de campo (i.e. dados geomorfológicos, pedológicos e geobotânicos) obtidos por meio de intenso esforço amostral. A partir da integração dessas informações foram produzidos mapas com a distribuição potencial da vegetação Amazônica dotados de grande diversidade de tipologias, com uma

escala de 1 : 1.000.000. Para a realização do presente trabalho, as mais de 40 fitofisionomias identificadas pelo projeto RADAMBRASIL no Estado do Pará foram agrupadas nas seguintes formações vegetacionais: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Decidual, Floresta Estacional Semidecidual, Savana Arborizada, Savana Florestada, Savana Gramíneo-Lenhosa, Savana Parque, Campinarana Arborizada, Campinarana Gramíneo Lenhosa, Formações Pioneiras e Refúgio Vegetacional (ver Figura 3.4).

O Projeto TerraClass é um projeto complementar ao PRODES, tem como objetivo mapear/monitorar a cobertura da terra que substitui a floresta após o desmatamento identificado pelo PRODES (TERRACLASS, 2011). O primeiro mapeamento realizado pelo projeto TerraClass para toda a Amazônia Legal retrata o ano de 2008, sendo contempladas as seguintes classes de cobertura: Agricultura Anual, Área Urbana, Mineração, Pasto com Solo Exposto, Pasto Limpo, Pasto Sujo, Regeneração com Pasto, e Regeneração Florestal. Essas classes de cobertura foram mapeadas por meio de dados do sensor TM/Landsat. As classes Desmatamento, Floresta, Corpo Hídrico e Não Floresta, presentes no produto disponibilizado pelo TerraClass (Figura 3.4) são provenientes do projeto PRODES, e a classe Área Não Observada se refere a áreas não mapeadas por falta de imagens livres de nuvem.

3.3. Procedimentos metodológicos

3.3.1. Mapeamento de cicatrizes de queimadas

O processamento digital das imagens MODIS para a identificação das cicatrizes de queimadas baseou-se na metodologia do projeto PRODES digital (SHIMABUKURO et al., 1998). As etapas deste procedimento consistiram no uso do Modelo Linear de Mistura Espectral, na segmentação das imagens fração-sombra, na classificação não supervisionada por regiões e na edição visual da classificação.

O Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) foi aplicado no conjunto de bandas espectrais 1, 2 e 6 do sensor MODIS, para os anos de 2005 e 2010, a fim de gerar a fração-sombra que realça os alvos de baixa refletância (Figura 3.5), como é o caso das áreas queimadas.

Figura 3.5 - Imagem fração-sombra, gerada a partir do produto MOD09 de 03 de setembro de 2005. As manchas claras (altos níveis de cinza) representam alvos de baixa refletância, comportamento típico de corpos d'água, sombras topográficas e cicatrizes de queimada.

Com o intuito de minimizar o número de imagens a serem utilizadas no mapeamento das áreas queimadas, foi elaborada uma metodologia para criação de uma composição temporal de imagens MOD09 (Figura 3.6), semelhante a composição temporal do produto MOD13. A principal diferença entre ela é que na segunda (MOD13) o critério de constituição da composição é o valor máximo do índice de vegetação (NDVI ou EVI) no intervalo de tempo considerado (16 ou 32 dias) - (GAO et al., 2003) - enquanto na primeira (MOD09) a composição é constituída por meio dos maiores valores de imagens fração-sombra derivadas da bandas 1, 2 e 6 do produto MOD09 diário, no período de tempo considerado. A elaboração de um método distinto de composição temporal se deve ao fato de o produto MOD13 ter sido concebido para o monitoramento da vegetação (HUETE et al., 2002), o que justifica a utilização do critério de maior índice de vegetação para a constituição do produto. No entanto, o

produto MOD13 mascara os efeitos causados pela queimada à cobertura vegetal, tornando mais difícil a identificação das cicatrizes. Porém, ao levar em consideração o maior valor de imagem fração-sombra, o foco da composição temporal passa a ser os alvos com menor refletância, comportamento típico de áreas queimadas.

Figura 3.6 – Esquema de construção das Composições Temporais de Máximo Fração Sombra. As camadas (t) representam imagens diárias de Fração Sombra, a camada Composição Temporal foi produzida considerando o maior valor de Fração Sombra no intervalo de tempo analisado (Δt).

Para cobrir todo o período de queimadas em 2005 e 2010, foi planejada a construção de três composições para cada ano, sendo uma com imagens fração de julho e agosto, outra a partir de imagens de setembro e outubro, e uma última composição com dados de novembro e dezembro. No entanto, a grande presença de nuvens nas imagens de novembro e dezembro de 2005 e 2010 não permitiu que fossem geradas composições com qualidade adequada para o mapeamento de queimadas.

Ainda que a presença de nuvens seja um grande empecilho a essa metodologia, as sombras causadas por elas são um problema ainda maior. Pois as áreas sombreadas são igualmente selecionadas pelo critério de uso de maior fração-sombra (*pixels* de baixa refletância) na constituição da composição temporal, podendo ser confundidas com áreas queimadas. A solução dada a esse problema foi a criação de máscaras, por interpretação visual, para a extração das nuvens e, principalmente, de suas sombras nas imagens coloridas, bandas 1, 2 e 6. No entanto, conforme a quantidade de nuvens, essa solução pode dispender grande quantidade de tempo, tornando inviável

a geração da composição (Figura 3.7). Por esse motivo não foram geradas composições para os meses de novembro e dezembro de 2005 e 2010.

Figura 3.7 – Imagens de refletância diária (MOD09) obtidas pelo sensor MODIS entre os meses de novembro e dezembro de 2005 e 2010. Bandas 1(B), 2(G), 6(R). Fica evidente nas imagens a grande presença de nuvens nos meses de novembro e dezembro no estado do Pará.

Mesmo as composições temporais que foram produzidas nos meses com menor cobertura de nuvens (julho-agosto, setembro-outubro), apresentaram problemas causados por sombras que escaparam à construção da máscara. O que inviabilizou a aplicação de métodos de classificação digital das áreas queimadas nas composições temporais. A Figura 3.8 mostra os ruídos presentes na composição julho-agosto de 2005, provenientes de sombras de nuvens que escaparam ao olhar do intérprete no mapeamento da máscara. Como pode ser observado, principalmente na composição temporal de máximo valor de sombra as tonalidades de níveis de cinza do ruído gerado pelas sombras de nuvens são semelhantes às tonalidades de áreas queimadas. Por esse motivo, decidiu-se utilizar os mosaicos temporais apenas como instrumento de revisão visual do mapeamento de queimadas feito por meio da classificação digital das imagens fração-sombra oriundas do produto MOD09 (bandas 1, 2 e 6).

Figura 3.8 – Composição temporal gerada a partir do critério de valor máximo de imagem fração-sombra. A imagem da esquerda traz os valores de máxima fração-sombra entre julho e agosto de 2005, enquanto a da direita é uma composição colorida das bandas 1(B), 2(G), 6(R) gerada a partir das datas em que foram selecionados os maiores valores constituintes da composição temporal de fração-sombra. Na imagem da esquerda as áreas queimadas são identificadas pelos tons de branco e na imagem da direita pelos tons de roxo. Os círculos vermelhos mostram exemplos de ruídos gerados pela presença de nuvens nas imagens MOD09 e que podem ser confundidos com áreas queimadas.

A classificação das imagens fração-sombra foi feita de forma não-supervisionada, através do algoritmo ISOSEG. Por se tratar de um classificador por região, fez-se necessária a segmentação da imagem fração-sombra, optando-se pelo método de crescimento por regiões a fim de gerar polígonos espectralmente homogêneos. O método exige a definição de dois limiares: a) o limiar de similaridade, valor mínimo abaixo do qual duas regiões são consideradas similares e agrupadas em um único polígono, e; b) o limiar de área, valor mínimo de área dado em número de pixels, para que uma região fosse individualizada. Os limiares empregados na segmentação foram 8 para similaridade e 4 para área; estipulados com base na complexidade de forma, de dimensão e pelos desvios de médias dos valores de nível de cinza apresentados por cicatrizes de queimadas.

Em seguida aplicou-se o classificador ISOSEG com limiar de aceitação de 75%. Após a classificação das imagens, foi feita a rotulação dos agrupamentos de pixels, onde os agrupamentos representantes de áreas queimadas foram atribuídos à classe temática “queimadas”. Por fim, executou-se a edição manual do mapa gerado, com a finalidade de minimizar os erros de inclusão e omissão inerentes à classificação automática de imagens (ALMEIDA-FILHO; SHIMABUKURO, 2002), assegurando-se, assim, a confiabilidade do mapeamento.

A Figura 3.9 apresenta uma síntese metodológica da operacionalização do mapeamento das cicatrizes de queimadas executado no ambiente computacional do aplicativo SPRING (Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas) desenvolvido pelo INPE (http://www.dpi.inpe.br/spring/).

Figura 3.9 - Fluxograma do mapeamento de áreas queimadas.

3.3.2. Validação

Para a validação dos mapeamentos de queimadas advindos das imagens MODIS (anos de 2005 e 2010), foram utilizados mapeamentos baseados em imagens do sensor TM/Landsat, de melhor resolução temporal. Os mesmos procedimentos aplicados nas imagens do produto MOD09 foram executados no conjunto de imagens TM, bandas 3 (vermelho), 4 (infravermelho próximo), e 5 (infravermelho médio), para o mapeamento das cicatrizes de queimadas em 2005 e 2010 (Figura 3.10). O conjunto de imagens TM utilizado é referente a órbita/ponto 225/64. Para o ano de 2005 foram selecionadas imagens das seguintes datas (dia/mês): 03/07, 19/07, 04/08, 20/08, 13/09, 28/10. Para 2010, as imagens selecionadas foram (dia/mês): 19/07, 18/08,

03/09 e, 21/10. Ainda que devido a escassez de imagens TM livres de nuvem não tenha sido possível considerar o mesmo intervalo de tempo usado no mapeamento proveniente de imagens MODIS; ressalta-se que as queimadas nessa região concentram sua ocorrência no período analisado, como pode ser visto nas Figuras 3.2 e 3.3.

Figura 3.10 - .Mapas de cicatrizes de queimadas obtidos a partir de imagem fração-sombra derivadas de imagens TM/Landsat. Esses mapas foram utilizados para a validação dos mapas de queimadas derivados de imagens do sensor MODIS, para os anos de 2005 e 2010, no do Estado do Pará.

A fim de direcionar a validação do mapeamento de queimadas obtido por dados MODIS na avaliação da diferença de estimativa de área deste mapeamento com os dados de referência (oriundos de imagens TM); não se levando em consideração a

forma, o posicionamento, e mesmo a intersecção das queimadas, tanto os mapeamentos vindos das imagens MODIS quanto das imagens TM foram justapostas a grades com células de 4 x 4 km. Sendo que cada uma dessas células recebeu como atributo a área total das queimadas que se encontravam em seu interior (Figura 3.11). Para tanto, optou-se pelo uso da análise de regressão linear, uma vez que não existe uma real relação de dependência entre as variáveis comparadas, optou-se arbitrariamente por designar as áreas mapeadas através do sensor Landsat/TM como variável explicativa, e as áreas mapeadas através do sensor MODIS como variável dependente.

Figura 3.11 – Grade de amostragem com célula de dimensão 4x4 utilizada para confrontar a área queimada mapeada por meio de imagens MOD09 e área queimada advindas de imagens TM/Landsat (órbita/ponto 225/64), tomados como mapeamento de referência para a validação.

Dois modelos separados foram ajustados aos pares de mapeamentos MODIS e TM analisados em 2005 e 2010, através do método de regressão linear simples pelo método dos mínimos quadrados, segundo o modelo expresso pela equação:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X + \varepsilon \tag{3.1}$$

Em que: *Y* representa a variável dependente; *X* representa a variável independente; β_0 representa o intercepto; β_1 representa a inclinação da reta e ε representa o erro aleatório. Sendo que ε ~N (0; σ^2).

Inicialmente foram realizados testes de normalidade, i.e., Kolmogorov-Smirnov, sobre os resíduos da regressão, que tiveram como principal objetivo fundamentar a aplicação da distribuição *t* (*n* - 2) nos testes inerentes aos estimadores b_0 e b_1. Entretanto, é importante ressaltar que mesmo que a distribuição de ε, e consequentemente a de *Y*, seja muito diferente da normal, quando o *n* é suficientemente grande, as condições dos testes de hipótese baseados na distribuição *t - Student* com *n*-2 graus de liberdade, ou seja, *t (n* - 2), são aplicáveis para inferências sobre os estimadores pontuais de β_0 e β_1, dados por b_0 e b_1, respectivamente (NETER; WASSERMAN,1974).

Após serem realizados os testes de normalidade sobre os resíduos, foi empregada uma análise qualitativa dos resultados da regressão. Dessa forma, foram analisados os valores e a distribuição dos resíduos padronizados, assim como, os valores dos coeficientes de determinação (r^2), considerando que as estimativas MODIS e TM apenas são iguais quando o estimador β_0 tenha a probabilidade de ser igual a zero e o estimador β_1 tenha a probabilidade de ser igual a 1 (linha 1:1). Caso contrário, as estimativas apresentam tendência de sobre-estimar ou subestimar em relação as estimativas de referência.

3.3.3. Análise espacial

Com o intuito de verificar a presença ou ausência de relação espacial entre queimada e o processo de conversão de florestas para áreas destinadas a produção agropecuária os dados de desmatamento anual provenientes do projeto PRODES foram agrupados em classes denominadas de “Desmatamento Recente” e “Desmatamento Antigo”. A classe “Desmatamento Recente” refere-se aos três anos anteriores aos anos tomados como base para o estudo (2005 e 2010), onde o fogo é

utilizado no desmatamento, *per se*, ou na eliminação da biomassa residual. Já a classe "Desmatamento Antigo" representa os desmatamentos ocorridos nos anos anteriores aos classificados como "Desmatamento Recente", ou seja, até 2002 para o ano base 2005 e até 2007 para o ano base 2010. A ocorrência de queimadas nesses períodos pode estar associada ao manejo de pastagens ou corte de florestas secundárias.

Em seguida realizou-se a sobreposição espacial entre os dados agrupados e as queimadas mapeadas em 2005 e 2010, a fim de quantificar a área total de queimadas ocorridas em áreas de "Desmatamento Recente" e de "Desmatamento Antigo", para cada um dos anos estudados.

Como análise subsequente para a investigação da estrutura de dependência espacial entre queimada e desmatamento ("recente" e "antigo") foi utilizada a função de dependência espacial proposta por Moran (1948, 1967).

Para tanto, foi elaborada uma máscara que representa uma sub-região do Pará, onde tanto queimadas quanto desmatamentos apresentam ocorrência estacionária. A premissa básica adotada para a construção da máscara foi contemplar áreas passíveis de ocorrência de queimadas, seguiu-se os seguintes critérios para a agregação das áreas: área de desmatamento acumulado até 2010, bordas florestais com até 2 km de profundidade (dado que, em média, as queimadas ocorrem a distâncias de até 1 km floresta adentro, sendo 2 km uma opção conservadora), fragmentos florestais com área inferior a 5 km^2.

Tendo à disposição tal máscara, foi construída uma grade com células de 1x1 km que possuía como extensão os limites da máscara. O propósito dessa grade foi contabilizar as áreas de queimadas, desmatamentos antigo, e desmatamento recente, ocorridos no interior de cada célula. Para tanto foi utilizada a função estatística zonal do aplicativo ArcGis 10. Ressalta-se que tal procedimento foi efetuado nos conjuntos de dados dos anos bases 2005 e 2010, gerando como produto dois arquivos no formato shapefile, um para cada ano base, associados à tabelas *.dbf com campos específicos para o registro de área queimada, desmatamento antigo e desmatamento recente.

Esses arquivos foram avaliados através do aplicativo Geoda, para determinação da autocorrelação espacial (Moran univariado) e dependência espacial (Moran bivariado). Seguindo o procedimento padrão da AEDE, foi inicialmente calculado a autocorrelação espacial de cada variável considerada no estudo, pois caso seja detectado um padrão de ocorrência aleatório elimina-se qualquer possibilidade de relação espacial entre essa e outra variável. Para o cálculo das matrizes de vizinhança (w_{ij}) utilizadas na obtenção do índice de Moran, foram estabelecidas vizinhanças do tipo "Queen" (8 direções) e ordem de contiguidade 1 e 5.

3.3.4. Fontes de combustível para as queimadas de 2005 e 2010

Para se estimar a área das classes de cobertura da terra queimadas em 2005 e 2010, o mapa de cobertura produzido pelo projeto TerraClass foi modificado através de dados de desmatamento do projeto PRODES. O mapa final de cobertura da terra de 2005 foi produzido através do agrupamento dos desmatamentos de 2005 a 2008 os quais foram rotulados como Floresta para, assim, serem sobrepostos ao mapa de 2008 do TerraClass. Já o mapa de cobertura de 2010 foi produzido sobrepondo os desmatamentos mapeados em 2009 e 2010 pelo PRODES ao TerraClass. Tanto o mapa de cobertura de 2005, quanto o de 2010 tiveram sua resolução espacial degradada para 250 m, a mesma resolução dos mapas de cicatrizes de queimada.

Após a compatibilização dos dados, sobrepôs-se o mapa de cobertura da terra de 2005 e 2010 com os respectivos mapas de queimada, para que fossem identificadas e quantificadas as fontes de combustível das queimadas. Para uma análise mais detalhada do impacto das queimadas na Floresta Amazônica, foi utilizado o mapa de domínios da vegetação do RADAMBRASIL, o qual, por identificar diversas formações florestais, possibilitou o detalhamento das formações que foram atingidas pelos incêndios de 2005 e de 2010. Ainda com relação aos incêndios florestais, investigaram-se quais eram as coberturas que circundavam as queimadas florestais em um raio de até 2 km de distância, contabilizando também a área queimada dessas classes. Essa análise pautou-se na premissa de que os incêndios na floresta Amazônica não são eventos naturais, e sim resultados de atividades antrópicas, em sua maioria deliberada.

4 RESULTADOS e DISCUSSÃO

4.1. Mapeamento de Áreas Queimadas na Amazônia Oriental em 2005 e 2010

O uso de imagens fração-sombra provenientes de imagens de refletância diária do sensor MODIS mostrou-se adequado para o mapeamento de cicatrizes de queimadas no Estado do Pará na Amazônia Oriental. O sensor MODIS, além de apresentar bandas espectrais centradas em regiões propícias para a detecção de alvos na superfície terrestre, possui uma alta frequência temporal de imageamento, o que ameniza o principal entrave ao emprego de dados de sensores ópticos na Amazônia: a cobertura de nuvens. No entanto, mesmo tendo com a maior disponibilidade de imagens, os problemas causados pelas sombras de nuvens não foram suficientemente atenuados para que os mosaicos temporais baseados em maior fração-sombra tivessem proporcionado os resultados esperados. O tempo de mapeamento das áreas queimadas teria sido significativamente reduzido, dado que ao invés de se utilizar cerca de 20 imagens para o mapeamento anual, seriam necessárias apenas três imagens (mosaicos temporais). Ainda que esse procedimento não tenha sido eficiente na região do estado do Pará, o mesmo poderia ser aperfeiçoado e aplicado em regiões da Amazônia com menor ocorrência de nuvens ou mesmo no Bioma Cerrado, o qual tem grande interação com o fogo e possuí menor nebulosidade que a região da Floresta Amazônica.

Assim, valendo-se da metodologia de mapeamento de queimadas desenvolvida por Shimabukuro et al. (2009), pode-se estimar que em 2010 a área queimada foi de aproximadamente 43 mil km^2, pouco mais de duas vezes maior do que a área queimada em 2005, estimada em cerca de 21,5 mil km^2 (Tabela 4.1). As Figuras 4.1 e 4.2 apresentam a distribuição espacial das queimadas para os anos de 2005 e 2010. Nessas figuras, é possível notar que as queimadas de 2005 e 2010 possuem distribuição geográfica semelhante, mas que as cicatrizes de queimadas em 2010 estão espacialmente mais agregadas que as de 2005, principalmente na porção sudeste do estado.

Figura 4.1 - Áreas queimadas mapeadas em 2005. A imagem de fundo trata-se de um mosaico temporal produzido pelo critério de maior valor de fração-sombra no período de julho a agosto.

Figura 4.2 - Áreas queimadas mapeadas em 2010. A imagem de fundo trata-se de um mosaico temporal produzido pelo critério de maior valor de fração-sombra no período de julho a agosto.

Amostras das estimativas de áreas queimadas feitas a partir do mapeamento com imagens do produto MOD09 foram comparadas a mapeamentos feitos com imagens do sensor TM/Landsat, de maior resolução espacial, tomadas como estimativa de referência (Figura 4.3). No ano de 2005, dentro dos limites da área de validação, foi mapeada uma área queimada de 2.380 km^2 utilizando dados TM, enquanto que com os dados MODIS foram mapeados 2.630 km^2 de área queimada, tendo-se assim, uma sobrestimativa próxima de 10%. Para o ano de 2010, foi tomado como valor de referência uma área de1.150 km^2 de queimada (dados TM) e estimados 925 km^2 de área queimada a partir de dados MODIS, ou seja, uma subestimação de cerca de 8%.

Figura 4.3 - Mapeamento de queimadas provenientes de imagens MODIS e TM utilizadas para a comparação de estimativas. Por possuírem melhor resolução espacial (30 contra 250 metros) o mapa advindo de imagens TM foi tomado como referencia na comparação.

Como dito anteriormente, o método de comparação utilizado, como descrito na seção de Materiais e Métodos, foi a análise de regressão linear (item 4.4.2). Como pode ser visto na Figura 4.4, tanto os resíduos da regressão das queimadas de 2005 (X = Dados TM; Y = Dados MODIS) quanto os resíduos da regressão das queimadas de 2010 não apresentaram distribuição normal, fato confirmado através do teste de normalidade Kolmogorov-Sminorv ($p<0,05$). Este problema não inviabiliza o uso da regressão no presente caso, devido ao número elevado de amostras, n= 917 e n=751 para 2005 e 2010, respectivamente; e também pelo cunho comparativo e não preditivo destinado a essa estatística no estudo (ver LUMLEY et al. (2002)).

Figura 4.4 - Gráficos de dispersão dos resíduos da variável (y) Queimadas MOD09.

Uma informação importante contida nos gráficos de dispersão e frequência de resíduos das Figuras 4.4 e 4.5 é a distinção da concentração dos valores para os dois anos de mapeamento. Em 2005 a maior parte dos resíduos se concentra em um intervalo de valores negativo, mostrando que o mapeamento a partir dos dados MODIS está superestimando a área queimada. Já em 2010 há uma inversão do comportamento ocorrido em 2005, e os resíduos se concentram em um intervalo de valores positivo, apontando que as medidas de áreas queimadas a partir de imagens MODIS tenderam a ser subestimadas. De modo geral, o *range* da variância dos resíduos da regressão de 2005 em torno da linha de $\sigma^2 = 0$ é menor que o apresentado pelos resíduos da regressão de 2010.

Figura 4.5 – Gráficos de frequência dos resíduos da variável (x) Queimadas TM em 2005 e 2010

Estes mesmos resultados podem ser observados nos gráficos de dispersão dos valores de áreas queimadas obtidos a partir de imagens MODIS e TM (Figura 4.6). É possível notar pela dispersão dos pontos em torno da reta de referência ($\beta_0 = 0$ e $\beta_1 = 1$, linha amarela no gráfico), a mudança no padrão dos erros de mapeamento de queimadas já evidenciada pelos resíduos, e também a menor dispersão dos valores de área queimada mapeados em 2005 em torno da média, com relação a 2010. O coeficiente de determinação R^2 retrata este fato, dado que em 2005 se tem R^2=0,93, e em 2010, R^2=0,55.

Figura 4.6 – Regressão linear entre as variáveis (x) área queimada obtidas por imagens TM e (y) área queimada proveniente de imagens MODIS.

A Figura 4.7 mostra a distribuição espacial das áreas de sobrestimativas e subestimavas de queimadas em 2005 e 2010. Os tons de verde representam áreas sobrestimadas pelo mapeamento produzido por meio de imagens MODIS, os tons de vermelho as áreas subestimadas, e em amarelo as áreas de maior concordância entre o mapeamento MODIS e o dado de referência.

Figura 4.7 – Mapa diferença entre a área queimada mapeada por meio de imagens MODIS e imagens TM. Os tons de verde representam locais de área queimada sobrestimada no mapa proveniente de dados MODIS, os tons de vermelho representam locais sobrestimados no mapa advindo de dados TM, já a cor amarela os locais de concordância (diferença de até 10 km^2) entre ambos mapas.

De modo geral, os erros de sobrestimava e subestimava podem estar relacionados à resolução espacial moderada das imagens MODIS. Sendo a sobrestimativa causada pela agregação de pequenas queimadas vizinhas em uma única grande queimada e a subestimativa causada pela presença de queimadas isoladas com área menor do que a mínima área detectável em dados MODIS. Esta hipótese explicaria os erros associados aos mapeamentos de 2005 e 2010.

4.2. Associação Espacial entre Desmatamento e Queimada

Com relação ao ano base de 2005, aproximadamente 25% da área queimada (~5,5 mil km^2) ocorreu em áreas desmatadas durante o período de 2003-2005 ("desmatamento recente" - Tabela 4.1). Estas áreas correspondem a locais onde a queima é diretamente associada ao desmatamento e ao manejo da terra para a introdução de maquinários agrícolas (MORTON et al., 2008). Os resultados também mostram que aproximadamente 35% (~ 7,5 mil km^2) da área queimada observada em 2005 ocorreu em áreas que foram desmatadas antes de 2003 (rotuladas como "desmatamento antigo"). Nestas áreas, as razões para o uso do fogo são menos evidentes, especulando-se que tais queimadas podem estar associadas à renovações de pastagens antigas ou à remoção de vegetação secundária. Outra incógnita é a

grande ocorrência de queimadas na classe Outros (15%, ~3,2 mil km^2), constituída originalmente por vegetação natural de porte não arbóreo. Não é possível determinar se tais queimadas foram utilizadas para a remoção da vegetação natural ou para a renovação de pastagens, uma vez que o projeto PRODES monitora apenas áreas de formações florestais.

O padrão quantitativo das queimadas de 2010 teve substancial diferença do apresentado em 2005, com respeito a ocorrência em áreas de "Desmatamento Antigo" e "Desmatamento Recente" (Tabela 4.1). Em 2010, apenas 5% das queimadas ocorreram em áreas de "Desmatamento Recente", com expressivo aumento nas queimadas ocorridas em áreas de "Desmatamento Antigo" (43%) e em áreas representadas pelas classes "Outros" (26%). Além de evidenciar a necessidade de uma maior quantidade interanual de dados de queimadas, para que se entenda o padrão de ocorrência de queimadas na Amazônia Oriental, os resultados observados para 2010 suscitam um importante questionamento: Quais são as fontes de combustível para estas queimadas, dado que elas foram pouco utilizadas no processo de desmatamento?

Outro ponto a ser ressaltado sobre o padrão de ocorrência das queimadas de 2005 e 2010 é a elevada proporção de florestas queimadas diretamente, sem a ocorrência prévia de desmatamento (respectivamente, 24 e 27%). Esta estimativa pode ser comparada à estimativa feita por Lima et al. (2012) em uma área na Amazônia Ocidental, a qual mostrou que 11% da queimada ocorrida em 2005 foi observada em áreas de floresta. Cabe ressaltar que a maioria das evidências históricas sugere que a ocorrência de queimadas naturais é um eventos raro em florestas tropicais, com recorrência em intervalos de centenas a milhares de anos (KAUFFMAN; UHL, 1990). Essas evidências advêm da datação de carvão vegetal encontrados na região Amazônica (BUSH et al., 2007; SANFORD et al., 1985).

No entanto, diversos trabalhos mostram que a fragmentação florestal aumenta a vulnerabilidade da Floresta Amazônica ao fogo (COCHRANE; LAURANCE, 2002; COCHRANE et al., 1999; COCHRANE; SCHULZE, 1999; GASCON et al., 2000; KAPOS, 1989; KAUFFMAN; UHL, 1990). Isso ocorre devido as alterações no microclima interno dos fragmentos, principalmente em suas bordas, que recebem maior luminosidade e assim, perdem umidade. No entanto, a possível fonte de ignição de queimadas nesses fragmentos florestais seria o uso do fogo como prática de manejo de pastagens, e eliminação de florestas regeneradas, duas classes de cobertura amplamente presentes na Amazônia e que, não raro circundam os fragmentos florestais (NEPSTAD et al., 1996; TERRACLASS, 2011; UHL; KAUFFMAN, 1990). Os fragmentos florestais também estão mais sujeitos a extração seletiva de madeira, atividade que tem como um dos efeitos de degradação o aumento da susceptibilidade à ocorrência de queimadas, causada pela abertura do dossel e

pelo aumento da liteira na vizinhança dos indivíduos extraídos (HOLDSWORTH e UHL, 1997).

Tabela 4.1 - Extensão das áreas queimadas nos anos de 2005 e 2010 em áreas mapeadas pelo projeto PRODES no Estado do Pará.

Classes	Área Queimada (km^2)	Área Queimada (%)
Desmatamento até 2005		
Desmatamento até 1997	3.495	16
Desmatamento 1997-2000	1.295	06
Desmatamento 2001	1.394	07
Desmatamento 2002	1.364	06
Total de Desmatamento Antigo	**7.549**	**35**
Desmatamento 2003	1483	07
Desmatamento 2004	1612	08
Desmatamento 2005	2398	11
Total Desmatamento Recente	**5.494**	**26**
Floresta	5.093	24
Outros	3.254	15
Total	21.391	100
Desmatamento até 2010		
Desmatamento até 1997	8.042	19
Desmatamento 1997-2000	1.636	4

Tabela 4.1 – Conclusão.

Classes	Área Queimada (km^2)	Área Queimada (%)
Desmatamento 2001	1.263	3
Desmatamento 2002	1.400	3
Desmatamento 2003	1.085	3
Desmatamento 2004	1.212	3
Desmatamento 2005	1.725	4
Desmatamento 2006	702	2
Desmatamento 2007	1.096	3
Total Desmatamento Antigo	**18.418**	**43**
Desmatamento 2008	1.036	2
Desmatamento 2009	466	1
Desmatamento 2010	500	1
Total Desmatamento Recente	**2.001**	**5**
Floresta	180	27
Outros	59	26
Total	42.972	100

Em termos de estrutura espacial, o índice de Moran Global mostrou que as variáveis analisadas possuem autocorrelação espacial, permitindo, assim, verificar a relação espacial entre as distintas variáveis investigadas (Figura 4.8).

Em consonância com as Figuras 4.1 e 4.2, o índice de Moran captou a maior agregação espacial das queimadas mapeadas em 2010, com relação às queimadas de 2005, (I = 0,9 e I = 0,77, respectivamente, Figura 5.8). Tanto para 2005 quanto para 2010, os valores do diagrama estão concentrados no quadrante Q1 (H-H), indicando que as células com maior proporção de queimadas são vizinhas uma das outras. Este resultado é consequência da alta agregação espacial das queimadas.

Figura 4.8 Diagrama de dispersão de Moran univariado das variáveis Queimadas, Desmatamento Recente, Desmatamento Antigo, relativo aos anos base 2005 e 2010.

As variáveis “Desmatamento Recente” de 2005 e 2010 apresentaram o menor índice de Moran, I = 0,62 e I = 0,5, respectivamente (Figura 4.8), mostrando). Mostrando, um nível intermediário entre o padrão espacial agregado e o aleatório, típico de frentes de desmatamento, mas que também se faz notar em desmatamentos esparsos, geralmente expansão de desmatamentos antigos. Assim como na variável queimadas, os valores do diagrama da variável “Desmatamento Recente” nos anos de 2005 e 2010 estão concentrados no quadrante Q1 (H-H).

Como esperado, o índice de Moran da variável “Desmatamento Antigo” foi elevado e sem variação significativa entre os anos de 2005 e 2010. A área desmatada no Pará se concentra na porção leste do Estado, região Bragantina, e ao longo das rodovias Belém-Brasília, Cuiabá-Santarém e a TransAmazônica. O índice de Moran para os anos de 2005 e 2010 foi de I = 0,84 para ambos os anos, mostrando que o incremento de desmatamento na variável “Desmatamento Antigo” de 2005 para 2010 não afetou a estrutura espacial detectada no ano base de 2005 (Figura 4.8). Diferente das variáveis anteriores, os valores dos diagramas da variável “Desmatamento Antigo” nos anos de 2005 e 2010 estão concentrados no quadrante Q1 (H-H) e Q2 (L-L), apontando dois padrões espaciais distintos, onde tanto as células com maior proporção de “Desmatamento Antigo” são vizinhas umas das outras quanto as células com menor proporção de “Desmatamento Antigo” também as são.

Como já mencionado, os resultados do teste de Moran Global univariado mostraram a presença de autocorrelação espacial nas variáveis analisadas tanto em 2005 quanto em 2010, permitindo, assim, a aplicação do Moran Global bivariado. O Moran Global bivariado é um teste que possibilita verificar a presença ou ausência de relação espacial entre duas variáveis.

Os resultados do teste de Moran Global bivariado advindos das combinações “Desmatamento Recente” versus “Queimadas” e “Desmatamento Antigo” versus “Queimadas” (Figura 4.9), mostraram ausência de estrutura espacial correlata entre desmatamento e queimadas para os anos bases de 2005 e 2010. Os valores do Moran Global bivariado para as combinações investigadas ficaram próximo de zero, indicando, assim, a ausência de formação de *clusters* espaciais.

Figura 4.9 - Diagrama de dispersão de Moran bivariado considerando as seguintes combinações de variáveis para os anos base 2005 e 2010: "Desmatamento Recente" versus "Queimadas" e "Desmatamento Antigo" versus "Queimadas".

Os mapas de densidade apresentados na Figura 4.10 corroboram as considerações feitas a partir dos resultados do índice de Moran Global bivariado (Figura 4.9). De modo geral, os locais onde se concentram os desmatamentos, sejam eles categorizados como "Desmatamento Antigo" ou "Desmatamento Recente", não são os mesmos onde se concentram as queimadas em 2005 ou 2010.

Figura 4.10 - Representação visual da distribuição de densidade de áreas queimadas e desmatamentos em células de 4x4 km em (a) 2005 e (b) 2010, referente a densidade de área das variáveis (I) “Desmatamento Antigo”, (II) “Desmatamento Recente” e (III) Queimadas. A disposição dos dados do ano base 2010 seguiu sequência semelhante a de 2005, i.e. (I.b), (II.b) e (III.b). A densidade de área da variável representada aumenta do tom amarelo ao azul.

Dessa forma, fica explícito o papel secundário do desmatamento na ocorrência de queimadas tanto pela análise de sobreposição de camadas de informação (Tabela 4.1) quanto pela análise da estrutura espacial de queimadas e desmatamento (Figura 4.9 e 4.10). Esse resultado se alinha ao estudo conduzido por Aragão e Shimabukuro (2010), no qual os autores mostram a tendência de queda no desmatamento, confrontada com a tendência de aumento das queimadas na região Amazônica. Assim, dado os resultados mencionados, elabora-se uma importante indagação: Qual a fonte de combustível responsável pela manutenção da ocorrência da extensa área queimada na Amazônia?

4.3. Fontes de Combustível das Queimadas ocorridas em 2005 e 2010 na Amazônia Oriental

O corrente trabalho levantou que as pastagens são as principais fontes de combustível, concentrando mais de 30% da área queimada, tanto em 2005 quanto em 2010 (Figura 4.10). Isso se deve à prática de queimada para eliminação de plantas invasoras e renovação da forragem. De início, essa técnica de manejo se mostra eficiente, dada a qualidade de pastagem que rebrota com o aporte de recursos nutricionais provenientes das cinzas da antiga cobertura e o baixo custo financeiro para tal (DIAS-FILHO, 2011). No entanto, perdas de minerais por volatilização no momento da queima, por aumento da lixiviação e erosão superficial e a quase esterilização biológica do solo acarretam grande perda de fertilidade do solo, tornando as pastagens cada vez mais improdutivas e com alta concentração de plantas invasoras (DEBANO, 2000; DIAS-FILHO, 2011; JOHNSON et al., 2005; KAUFFMAN et al., 1998; ZARIN et al., 2005). Outro problema associado a esse tipo de manejo é que o mesmo serve de fonte de propágulo do fogo para vegetações naturais, seja acidentalmente ou de forma intencional. Desta maneira, imagina-se que essa seja uma das razões pela qual as classes de cobertura Floresta e Área não Observada (composta principalmente por vegetações naturais arbustivas e herbáceas) sejam as que mais queimam depois das pastagens (Figura 4.11).

Figura 4.11 - Classes de cobertura da terra que sofreram queimadas em 2005 e 2010.

Como pode ser observado na Figura 5.10, há uma ocorrência considerável de queimadas em áreas recentemente desmatadas. De fato, a associação entre queimada e desmatamento no processo de mudança de uso e cobertura da região Amazônica é citada por diversos trabalhos (SORRENSEN, 2000, 2004; ARAGÃO et al., 2008; BOWMAN et al., 2008; LIMA et al. 2012). No entanto, em 2005 a proporção de queimada em desmatamento recente é bem maior do que a detectada em 2010, i.e. 11% e 4%, respectivamente. Tal diferença pode ser resultado da diminuição das taxas de desmatamento da floresta Amazônica no intervalo de tempo em questão.

A estimativa de área queimada em floresta em 2005 e 2010 apresentou a mesma tendência dos números da queimada global. Com relação a 2005, a área queimada em floresta no ano de 2010 também aumentou na ordem de 2 vezes (Tabela 4.2). Em termos globais, como esperado devido suas maiores extensões, a Floresta Ombrófila Densa e a Aberta foram as que mais sofreram com as queimadas. No entanto, diferente de 2005, em 2010 os domínios de Floresta Ombrófila Aberta (73%) foram expressivamente mais atingidos pelo fogo que a Floresta Ombrófila Densa (11%).

Tabela 4.2 - Fisionomias florestais atingidas pelo fogo em 2005 e 2010.

Formação Vegetal	**2005 (km^2)**	**2005 (%)**	**2010 (km^2)**	**2010 (%)**	**Diferença (2010-2005)**	**Razão (2010/2005)**
Floresta Ombrófila Densa (FOD)	2335	46	1258	11	-1077	0.54
Floresta Ombrófila Aberta (FOA)	2551	50	8447	73	5896	3.31
Floresta Estacional Semidecidual (FES)	46	1	323	3	277	7.02
Floresta Estacional Decidual (FED)	13	0	22	0	9	1.69
Ecótono - Savana / Floresta Estacional (S/FE)	8	0	36	0	28	4.50
Savana Florestada (SF)	139	3	1504	13	1365	10.82
Total	5093	100	11590	100	6497	2.28

4.4. Fontes de Propágulo das Queimadas Florestais em 2005 e 2010

Com o intuito de investigar quais são as possíveis fontes de propágulo das queimadas em floresta, levantaram-se quais classes de cobertura circundavam as áreas queimadas em um raio de até 2 km. A classe circunvizinha preponderante em 2005 e 2010 foi a pastagem, com proporções superiores a 50% (Figura 4.12, Tabela 4.3).

Figura 4.12 - Classes de coberturas circunvizinhas às áreas de floresta queimadas em um raio de até 2 km. Áreas de floresta dentro do raio de busca não foram computadas.

Dentre todas as classes vizinhas às queimadas florestais as pastagens foram as que mais tiveram queimadas em 2005 e 2010, com 18% e 30%, respectivamente (Tabela 4.3). Esses dados indicam que as queimadas em pastagem são a maior fonte de ignição de queimadas em floresta.

Tabela 4.3 - Classes de cobertura distantes até 2 km de queimadas florestais ocorridas em 2005 e 2010. Seguem inclusos dados sobre a área e proporção dessas classes de coberturas que foram queimadas. Áreas de floresta dentro do raio de busca não foram computadas.

	2005			**2010**		
Classe	**Área total por Classe (km^2)**	**Área Queimada por Classe (km^2)**	**%**	**Área total por Classe (km^2)**	**Área Queimada por Classe (km^2)**	**%**
Vegetação Secundária	6714	1454	3	5656	2870	7
Regeneração com pasto	1659	512	1	1949	1501	3
Pasto Limpo	19975	6560	15	17413	10230	23
Pasto Sujo	3444	1218	3	3701	2979	7
Agricultura Anual	358	102	0	250	135	0
Área não Avaliada	6452	3257	8	11188	8572	20
Hidrografia	657	0	0	795	0	0
Área Não Observada	1459	445	1	924	399	1
Desmatamento (2005 e 2008 a 2010)*	2407	1894	4	1758	1676	4
Total	43125	15443	36	43634	28362	65

*Salienta-se que Desmatamento (2005) e Desmatamento (2008 a 2010) são classes distintas.

Do ponto de vista de políticas de redução de emissão de gases do efeito estufa, tem-se aqui um importante dado, mostrando a necessidade de políticas que contemplem

também o tipo de manejo da terra e não apenas o dito “desmatamento zero”, conforme avaliam Aragão e Shimabukuro (2010).

5 CONCLUSÕES

A metodologia baseada no uso de imagens fração sombra derivadas de imagens de refletância de superfície diária do sensor MODIS se mostrou adequada, com erros estimados em torno de ±10%, para o mapeamento de cicatrizes de queimadas na Amazônia Oriental. A alta frequência temporal de imageamento do sensor MODIS amenizou o principal entrave do emprego de dados de sensores ópticos na Amazônia, a cobertura de nuvens. Esta metodologia para o mapeamento de cicatrizes de queimadas poderá servir de pilar para futuros projetos de monitoramento de áreas queimadas na região Amazônica, ou mesmo em todo território brasileiro, reduzindo assim as incertezas nas estimativas associadas ao monitoramento sistemático usando focos de calor. Além disso, este mapeamento poderá fornecer informações quantitativas para melhor avaliar a participação do Brasil na contribuição das emissões de gases do efeito estufa causados pela queima de florestas.

Foi evidenciado no trabalho o quão as florestas ainda em pé servem de combustível de queimada na Amazônia, e como as queimadas em pastagem são fontes de propágulos de incêndios em ambientes naturais. Esses resultados mostram que as políticas ambientais de “desmatamento zero” não eliminam sozinhas o aporte de Gases de Efeito Estufa por queimadas florestais, sendo também necessário a criação de políticas de manejo da terra que incentivem práticas mais adequadas e menos predatórias que o uso do fogo. A substituição do fogo no manejo das pastagens da região Amazônica por manejos menos impactantes é ponto crucial para efetividade de qualquer política de redução de emissão de GEE, seja por ser o principal combustível das queimadas, seja por se tratar da maior fonte de propágulo de queimadas em florestas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, C. A. **Estimativa da área e do tempo de permanência da vegetação secundária na Amazônia Legal por meio de imagens Landsat/TM**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2009.

ALMEIDA-FILHO, R.; SHIMABUKURO, Y. E. 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**, v. 79, n. 1, p. 42-50, 2002.

ALVES, D. S. Cenários de cobertura e uso da terra e dimensões humanas no LBA. *In*: BECKER, B. K.; ALVES, D. S.; COSTA, W. (Eds.). **Dimensões humanas da biosfera-atmosfera na Amazônia**. São Paulo: EDUSP, 2007. p. 39-63.

ALVES, D. S.; ESCADA, M. I. S.; PEREIRA, J. L. G.; LINHARES, C. D. Land use intensification and abandonment in Rondonia, Brazilian Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 4, p. 899-903, 2003.

ALVES, D. S.; SKOLE, D. Characterizing land cover dynamics using multi-temporal imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 17, n. 4, p. 835-839, 1996.

ANSELIN, L. Local indicators of spatial association - LISA. **Geographical Analysis**, v. 27, n. 2, p. 93-115, 1995.

ANSELIN, L. **An introduction to spatial autocorrelation analysis with GeoDa**. Urbana-Champaign: [s.n.]. Disponível em: <https://geodacenter.asu.edu/system/files/quicktour.pdf>.

ANSELIN, L. Spatial Externalities, Spatial Multipliers, And Spatial Econometrics. **International Regional Science Review**, v. 26, n. 2, p. 153-166, 1 abr. 2003.

ARAGÃO, L.; MALHI, Y.; BARBIER, N.; LIMA, A.; SHIMABUKURO, Y. E.; ANDERSON, L. O.; SAATCHI, S. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Philosophical**

transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences, v. 363, n. 1498, p. 1779-85, 27 maio. 2008.

ARAGÃO, L.; MALHI, Y.; ROMAN-CUESTA, R. M.; SAATCHI, S.; ANDERSON, L. O.; SHIMABUKURO, Y. E. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 7, 2007.

ARAGÃO, L.; SHIMABUKURO, Y. E. Response to comment on “the incidence of fire in Amazonian Forests with implications for REDD”. **Science**, v. 330, n. 6011, p. 1627, 2010.

ARAGÃO, L.; SHIMABUKURO, Y. E. The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD. **Science (New York, N.Y.)**, v. 328, n. 5983, p. 1275-8, 4 jun. 2010.

BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; LOUZADA, J.; PERES, C. A. Measuring the Conservation Value of Tropical Primary Forests: The Effect of Occasional Species on Estimates of Biodiversity Uniqueness. **Plos One**, v. 5, n. 3, p. e9609, jan. 2010.

BARLOW, J.; PARRY, L.; GARDNER, T. A.; FERREIRA, J.; ARAGÃO, L.; CARMENTA, R.; BERENGUER, E.; VIEIRA, I. C. G.; SOUZA, C.; COCHRANE, M. A. The critical importance of considering fire in REDD+ programs. **Biological Conservation**, v. 154, p. 1-8, 2012. ISSN = 0006-3207.

BARLOW, J.; PERES, C. A. Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 985-1012, 15 jun. 2006.

BARLOW, J.; PERES, C. A. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. **Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1787-1794, 27 maio. 2008.

BARLOW, J.; PERES, C. A.; LAGAN, B. O.; HAUGAASEN, T. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology Letters**, v. 6, n. 1, p. 6-8, 2003.

BECKER, B. K. **Amazônia**. São Paulo: Atica, 1991. p. 112

BECKER, B. K. A (des)ordem global, o desenvolvimento sustentável e a Amazônia. In: CHRISTOFOLETTI, A.; BECKER, B. K.; DAVIDOVICH, F. R. (Eds.). **Geografía e meio ambiente no Brasil**. São Paulo-Rio de Janeiro: Hucitec, 1995. p. 46-64.

BECKER, B. K. Geopololítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, p. 71-86, 2005.

BOSERUP, E. **The conditions of agricultural growth:** the economics of agrarian change under population pressure. Chicago: Aldine Publishing Company, 1965. v. 1p. 124

BOWMAN, D. M. J. S.; AMACHER, G. S.; MERRY, F. D. Fire use and prevention by traditional households in the Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, v. 67, n. 1, p. 117-130, 2008.

BRANDO, P. M.; NEPSTAD, D. C.; BALCH, J. K.; BOLKER, B.; CHRISTMAN, M. C.; COE, M. T.; PUTZ, F. E. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. **Global Change Biology**, v. 18, n. 2, p. 630-641, 23 fev. 2012.

BUSH, M. B.; SILMAN, M. R.; TOLEDO, M. B. DE; LISTOPAD, C.; GOSLING, W. D.; WILLIAMS, C.; OLIVEIRA, P. E. DE; KRISEL, C. Holocene fire and occupation in Amazonia: records from two lake districts. **Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences**, v. 362, n. 1478, p. 209-218, 2007.

CARVALHO, A. **Expansão da fronteira agropecuária e a dinâmica do desmatamento na Amazônia Paraense**. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 2012.

CASTRO, C. P. Plantio de grãos em área de fronteira, ação antrópica e desmatamento.In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA EM AMBIENTE E SOCIEDADE, 2004, Indaiatuba. **Anais eletrônicos**...Indaiatuba, 2004. Disponível em: <http://www.anppas.org.br/encontro_anual/encontro2/GT/GT05/carlos_potiara.pdf>

COCHRANE, M. A. **Tropical fire ecology:** climate change, land use, and ecosystem dynamics. New York: Springer Berlin Heidelberg, 2009. p. 696

COCHRANE, M. A.; ALENCAR, A.; SCHULZE, M.; SOUZA, C. M.; NEPSTAD, D. C.; LEFEBVRE, P.; DAVIDSON, E.; SOUZA, C. Positive Feedbacks in the Fire Dynamic of Closed Canopy Tropical Forest. **Science**, v. 284, n. 1832, p. 1832-1835, 11 jun. 1999.

COCHRANE, M. A.; LAURANCE, W. F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 03, p. 311-325, 26 mar. 2002.

COCHRANE, M. A.; SCHULZE, M. D. Fire as a Recurrent Event in Tropical Forests of the Eastern Amazon: Effects on Forest Structure, Biomass, and Species Composition. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 2-16, 1999.

COSTA, F. A. Capoeira, inovações e tecnologias rurais concorrentes na Amazônia. *In*: COSTA, F. A.; HURTIENNE, T. P.; KAHWAGE, C. (Eds.). **Inovação e difusão tecnológica para sustentabilidade da agricultura familiar na Amazônia: resultados e implicações do projeto SHIFT Socieconomia**. Belém: NAEA, 2006. v. 1p. 21-58.

COSTA, F. A. Heterogeneidade estrutural e trajetórias tecnológicas na produção rural da Amazônia: Delineamentos para orientar políticas de conhecimento. In: BATISTELLA, M.; MORAN, E. F.; ALVES, D. S. (Eds.). **Amazônia:** natureza e sociedade em transformação. São Paulo: EDUSP, 2008. v. 1p. 137-180.

D'ANTONA, A. O.; VANWEY, L. K.; HAYASHI, C. M.; D'ANTONA, Á. O. Property size and land cover change in the Brazilian amazon. **Population and Environment**, v. 27, n. 5-6, p. 373-396, 25 out. 2006.

DEAN, W. **A ferro e fogo:** a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. v. 1p. 484

DEBANO, L. . The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. **Journal of Hydrology**, v. 231-232, p. 195-206, maio. 2000.

DENICH, M. **Estudo da importância de uma vegetação secundária nova para o incremento da produtividade do sistema de produção na Amazônia Oriental brasileira.** Gottingem: Universidade George August de Gottingen, 1991.

DIAS-FILHO, M. B. Processos e causas de degradação de pastagem. In: DIAS-FILHO, M. B. (Ed.). **Degradação de pastagens**. 4. ed. Belém do Pará: Moacy Bernardino Dias-Filho, 2011. p. 30-115.

EVA, H. D.; LAMBIN, E. F. Burnt area mapping in Central Africa using ATSR data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 19, n. 18, p. 3473-3497, 1998.

FEARNSIDE, P. M.; LAURANCE, W. F. Tropical deforestation and greenhouse-gas emissions. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 982-986, 2004.

FERREIRA, S. J. F.; LUIZÃO, F. J.; DALLAROSA, R. L. G. Precipitação interna e interceptação da chuva em floresta de terra firme submetida à extração seletiva de madeira na Amazônia Central. **Acta Amazônica**, v. 35, n. 1, p. 55-62, 2005.

FORTIN, M.-J.; DALE, M. R. T. **Spatial analysis:** a guide for ecologists. New York: Cambridge University Press, 2005.

GAO, X.; HUETE, A. R.; DIDAN, K. Multisensor comparisons and validation of MODIS vegetation indices at the semiarid Jornada experimental range. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 41, n. 10, Part 1, p. 2368-2381, 2003.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; FONSECA, G. A. B. DA. Receding Forest Edges and Vanishing Reserves . **Science** , v. 288 , n. 5470 , p. 1356-1358, 26 maio. 2000.

GIGLIO, L.; JUSTICE, C. O. Effect of wavelength selection on characterization of fire size and temperature. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 17, p. 3515-3520, 2003.

GIGLIO, L.; KENDALL, J. D.; MACK, R. A multi-year active fire dataset for the tropics derived from the TRMM VIRS. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 22, p. 4505-4525, jan. 2003.

GILL, A.; TROLLOPE, W.; MACARTHUR, D. Role of moisture in the flamability of natural fuels in the laboratory. **Australian Forest Research**, v. 8, n. 3-4, p. 199-208, 1978.

GOOD, P.; LOWE, J. A.; COLLINS, M.; MOUFOUMA-OKIA, W. An objective tropical Atlantic sea surface temperature gradient index for studies of south Amazon dry-season climate variability and change. **Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1761-1766, 2008.

HOLDSWORTH, A. R.; UHL, C. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. **Ecological Applications**, v. 7, n. 2, p. 713-725, 1997.

HOMMA, A. K. O. **Extrativismo vegetal na Amazônia:** limites e oportunidades. Brasília: EMBRAPA-SPI, 1993. p. 202

HUETE, A. R.; DIDAN, K.; MIURA, T.; RODRIGUEZ, E. E. .; GAO, X.; FERREIRA, L. G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, n. 1-2, p. 195-213, nov. 2002.

HURTIENNE, T. Agricultura familiar e desenvolvimento rural sustentável na Amazônia. **Novos Cadernos NAEA**, v. 8, n. 1, p. 19-71, 2005.

JOHNSON, M. S.; LEHMANN, J.; STEENHUIS, T. S.; OLIVEIRA, L. V DE; FERNANDES, E. C. M.; VARGEM DE OLIVEIRA, L. Spatial and temporal variability of soil water repellency of Amazonian pastures. **Australian Journal of soil research**, v. 43, n. 3, p. 319-326, 2005.

JUSTICE, C. O.; GIGLIO, L.; KORONTZI, S.; OWENS, J.; MORISETTE, J. T.; ROY, D.; DESCLOITRES, J.; ALLEAUME, S.; PETITCOLIN, F.; KAUFMAN, Y. The MODIS fire products. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, n. 1-2, p. 244-262, 2002.

JUSTICE, C. O.; TOWNSHEND, J.; VERMOTE, E.; MASUOKA, E.; WOLFE, R. E.; SALEOUS, N.; ROY, D.; MORISETTE, J. An overview of MODIS Land data processing and product status. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, n. 1-2, p. 3-15, 2002.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of tropical Ecology**, v. 5, n. 2, p. 173-185, 1989.

KASISCHKE, E. S.; HEWSON, J. H.; STOCKS, B.; WERF, G. R. VAN DER; RANDERSON, J. The use of ATSR active fire counts for estimating relative patterns of biomass burning - a study from the boreal forest region. **Geophysical Research Letters**, v. 30, n. 18, 2003.

KAUFFMAN, J. B. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the eastern Amazon. **Biotropica**, v. 23, n. 3, p. 219-224, 1991.

KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E.; KAU, B. Fire in the Brazilian Amazon 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures. **Oecologia**, v. 113, n. 3, p. 415-427, 1998.

KAUFFMAN, J. B.; UHL, C. Interactions of Anthropogenic Activities, Fire, And Rain-Forests in The Amazon Basin. **Fire in the Tropical Biota**, v. 84, p. 117-134, 1990.

KIRCHHOFF, V.; ESCADA, P. **Mega incêndio do século, 1998**. São José dos Campos: Transtec Editorial, 1998. p. 86

KODANDAPANI, N.; COCHRANE, M. A.; SUKUMAR, R. Conservation threat of increasing fire frequencies in the Western Ghats, India. **Conservation Biology**, v. 18, n. 6, p. 1553-1561, 2004.

LEWIS, S. L.; BRANDO, P. M.; PHILLIPS, O. L.; HEIJDEN, G. M. F. VAN DER; NEPSTAD, D. The 2010 Amazon drought. **Science (New York, N.Y.)**, v. 331, n. 6017, p. 554, 4 fev. 2011.

LI, W.; FU, R.; DICKINSON, R. E. Rainfall and its seasonality over the Amazon in the 21st century as assessed by the coupled models for the IPCC AR4. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, v. 111, n. D2, 2006.

LIMA, A.; ARAGÃO, L.; RUDORFF, B. F. T.; FORMAGGIO, A. R.; SHIMABUKURO, Y. E. Spatial and temporal patterns of forest regeneration in deforested areas of the Eastern Amazon. In: IEEE INTERNATIONAL GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM (IGARSS 2012), 2012, Munich. **Anais**...Munich: IEEE, 2012.

LIMA, A.; SILVA, T. S. F.; ARAGÃO, L.; FEITAS, R. M. DE; ADAMI, M.; FORMAGGIO, A. R.; SHIMABUKURO, Y. E. Land use and land cover changes determine the spatial relationship between fire and deforestation in the Brazilian Amazon. **Applied Geography**, v. 34, p. 239-246, maio. 2012.

LINDENMAYER, D. B.; FRANKLIN, J. F. **Conserving forest biodiversity:** a comprehensive multiscaled approach. Washington: Island Press, 2002.

LUMLEY, T.; DIEHR, P.; CHEN, L. The importance of the normality assumption in large public health data sets. **Annual Review of Public Health**, v. 23, p. 151-169, 2002.

MACHADO, L. A fronteira agrícola na Amazônia brasileira. *In*: CHRISTOFOLETTI, A.; BECKER, B. K.; DAVIDOVICH, F. R. (Eds.). **Geografía e meio ambiente no Brasil**. São Paulo: Hucitec, 1995. p. 181-217.

MALHI, Y.; ROBERTS, J. T.; BETTS, R. A.; KILLEEN, T. J.; LI, W. H.; NOBRE, C. A. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. **Science**, v. 319, n. 5860, p. 169-172, 11 jan. 2008.

MARENGO, J. A. Interdecadal variability and trends of rainfall across the Amazon basin. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 78, n. 1, p. 79-96, 2004.

MARENGO, J. A.; LIEBMANN, B.; KOUSKY, V.; FILIZOLA, N.; WAINER, I. Onset and end of the rainy season in the Brazilian Amazon basin. **Journal of Climate**, v. 14, p. 833-853, 2001.

MARENGO, J. A.; NOBRE, C. Clima da Região Amazônica. In: CAVALCANTI, I.; FERREIRA, N. (Eds.). **Tempo e Clima no Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. p. 197-212.

MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A.; TOMASELLA, J.; OYAMA, M. D.; OLIVEIRA, G. S. DE; OLIVEIRA, R. DE; CAMARGO, H.; ALVES, D. S.; BROWN, I. F. The drought of Amazonia in 2005. **Journal of Climate**, v. 21, n. 3, p. 495-516, 2008.

MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; ALVES, L. M.; SOARES, W. R.; RODRIGUEZ, D. A. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. **Geophysical Research Letters**, v. 38, n. 12, p. 1-5, 22 jun. 2011.

MELLO, A. Y. I.; ALVES, D. S. Secondary vegetation dynamics in the Brazilian Amazon based on thematic mapper imagery. **Remote Sensing Letters**, v. 2, n. 3, p. 189-194, set. 2011.

MESTRE, L. A. M.; BARLOW, J.; THOM, G.; COCHRANE, M. A. BURNED FORESTS AS A NOVEL HABITAT FOR THE BLACK-FACED COTINGA (CONIOPTILON MCILHENNYI) IN THE WESTERN BRAZILIAN AMAZON. **Ornitologia Neotropical**, v. 20, n. 3, p. 467-470, 2009.

MORAN, E. F. **A ecologia humana das populações da Amazônia**. Rio de Janeiro: Vozes, 1990. p. 367

MORAN, E. F.; BRONDIZIO, E. S.; MAUSEL, P. Secondary sucession. **Research & Exploration**, v. 10, n. 4, p. 458-476, 1994.

MORAN, P. A. P. The interpretation of statistical maps. **Journal of the Royal Statistical Society Series B - Statistical Methodology**, v. 10, n. 2, p. 243-251, 1948.

MORTON, D. C.; DEFRIES, R. S.; RANDERSON, J. T.; GIGLIO, L.; SCHROEDER, W.; WERF, G. R. VAN DER. Agricultural intensification increases deforestation fire activity in Amazonia. **Global Change Biology**, v. 14, n. 10, p. 2262-2275, out. 2008.

MOTA, M.; MENDONÇA, A. Comparação dos esquemas de convecção KUO e RAS usando modelo atmosférico global do CPTEC durante experimento WETAM/LBA. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 21, n. 3, p. 356-370, 2006.

NEPSTAD, D. C.; STICKLER, C. M.; ALMEIDA, O. T. Globalization of the Amazon soy and beef industries: opportunities for conservation. **Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology**, v. 20, n. 6, p. 1595-603, dez. 2006.

NEPSTAD, D. C.; UHL, C.; PEREIRA, C. A.; DASILVA, J. M. C. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. **Oikos**, v. 76, n. 1, p. 25-39, 1996.

NEPSTAD, D. C.; VERISSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M. A.; BROOKS, V. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, n. 6727, p. 505-508, 1999.

NEPSTAD, D.; VERÍSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M. A.; BROOKS, V. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 1405, n. 1997, p. 1997-2000, 1999.

NOBRE, C.; NOBRE, A. O balanço de carbono da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 81-90, ago. 2002.

NOBRE, P.; SHUKLA, J. Variations of sea surface temperature, wind stress, and rainfall over the tropical Atlantic and South America. **Journal of Climate**, v. 9, n. 10, p. 2464-2479, 1996.

PUTZ, F. E.; BROKAW, N. V. L. Sprouting of broken trees on Barro-Colorado-Island, Panama. **Ecology**, v. 70, n. 2, p. 508-512, 1989.

RADAM-BRASIL. **Levantamento de Recursos Naturais**Rio de JaneiroRADAMBRASIL/DNPM, , 1978.

ROBERTS, D. A.; NUMATA, I.; HOLMES, K.; BATISTA, G. T.; KRUG, T.; MONTEIRO, A.; POWELL, B.; CHADWICK, O. A. Large area mapping of land-cover change in Rondonia using multitemporal spectral mixture analysis and decision tree classifiers. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, v. 107, n. D20, 2002.

RONCHAIL, J.; COCHONNEAU, G.; MOLINIER, M.; GUYOT, J.-L.; MIRANDA CHAVES, A. G. DE; GUIMARÃES, V.; OLIVEIRA, E. DE. Interannual rainfall variability in the Amazon basin and sea-surface temperatures in the equatorial Pacific and the tropical Atlantic Oceans. **International Journal of Climatology**, v. 22, n. 13, p. 1663-1686, 2002.

ROSA, I. M. D.; SOUZA, C.; EWERS, R. M. Changes in Size of Deforested Patches in the Brazilian Amazon. **Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology**, p. 1-6, 24 jul. 2012.

ROY, D.; BOSCHETTI, L. MODIS Collection 5 Burned Area Product User ' s Guide. **Area**, n. September, p. 1-12, 2008.

ROY, D. P.; LEWIS, P. E.; JUSTICE, C. O. Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data - a bi-directional reflectance model-based expectation approach. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, n. 1-2, p. 263-286, 2002.

ROY, D. P. P.; BOSCHETTI, L.; JUSTICE, C. O. The collection 5 MODIS burned area product - Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3690-3707, set. 2008.

SANFORD, R. L.; SALDARRIAGA, J.; CLARK, K. E.; UHL, C.; HERRERA, R. Amazon Rainforest fires. **Science**, v. 227, n. 4682, p. 53-55, 1985.

SCHMITZ, H. A transição da agricultura itinerante na Amazônia. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.2, p.46-49, 2007.

SEILER, W.; CRUTZEN, P. J. Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning. **Climatic Change**, v. 2, n. 3, p. 207-247, 1980.

SETZER, A.; MORELLI, F.; RIVERA-LOMBARDI, R. Estimativa quinzenal de áreas queimadas. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Eds.). **O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil**. São José dos Campos: Book Image, 2007. p. 403-415.

SHIMABUKURO, Y. E.; BATISTA, G. T.; MELLO, E. M. K.; MOREIRA, J. C.; DUARTE, V. Using shade fraction image segmentation to evaluate deforestation in Landsat Thematic Mapper images of the Amazon Region. **International Journal of Remote Sensing**, v. 19, n. 3, p. 535-541, 1998.

SHIMABUKURO, Y. E.; DUARTE, V.; ARAI, E.; FREITAS, R. M.; LIMA, A.; VALERIANO, D. M.; BROWN, I. F.; MALDONADO, M. L. R. Fraction images derived from Terra Modis data for mapping burnt areas in Brazilian Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 30, n. 6, p. 1537-1546, 2009.

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-Atmospheres**, v. 109, n. D14, p. 1-16, 2004.

SLIK, J. W. F.; VERBURG, R. W.; KESSLER, P. J. A.; KESSLE, P. J. A. Effects of fire and selective logging on the tree species composition of lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. **Biodiversity and Conservation**, v. 11, n. 1, p. 85-98, 2002.

SORRENSEN, C. L. Linking smallholder land use and fire activity: examining biomass burning in the Brazilian Lower Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 128, n. 1-2, p. 11-25, 2000.

SORRENSEN, C. L. Contributions of fire use study to land use/cover change frameworks: Understanding landscape change in agricultural frontiers. **Human Ecology**, v. 32, n. 4, p. 395-420, 2004.

SORRENSEN, C. L. Potential hazards of land policy: Conservation, rural development and fire use in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, 2008.

SOUZA, E. B. DE; KAYANO, M.; AMBRIZZI, T. The regional precipitation over the eastern Amazon/northeast Brazil modulated by tropical Pacific and Atlantic SST anomalies on weekly timescale. **Revista Brasileira de Meteorologia**, p. 113-122, 2004.

SOUZA, E. B. DE; LOPES, M. N. G.; ROCHA, E.; RICARDO, J.; SOUZA, S. D. E.; CUNHA, A. C. D. A.; SILVA, R. R. D. A.; FERREIRA, D. B. S.; SANTOS, D. M.; CARMO, A. M. C. D. O.; SOUSA, J. R. A. D. E.; PAULO, L.; MOTA, M. A. S. D. A.; MAKINO, M.; SENNA, R. C.; SOUSA, M. L.; MOTA, G. V; KUHN, P. A. F.; SOUZA, P. F. D. E. S. Precipitação sazonal sobre a Amazônia Oriental no período chuvoso: observações e simulações com o REGCM3. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 24, n. 2, p. 111-124, 2009.

SOUZA, E. B. DE; ROCHA, E. Diurnal variations of rainfall in Bragança-PA (eastern Amazon) during rainy season: mean characteristics and extreme events. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 21, n. 3a, p. 142-152, 2006.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O.; STRONG, C.; LOVEJOY, T. E. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. **Conservation Biology**, v. 20, n. 4, p. 1212-1223, 24 ago. 2006.

SZOTT, L. T.; PALM, C. A.; BURESH, R. J. Ecosystem fertility and fallow function in the humid and subhumid tropics. **Agroforestry Systems**, v. 47, n. 1-3, p. 163-196, 1999.

TANSEY, K.; GREGOIRE, J. M.; STROPPIANA, D.; SOUSA, A.; SILVA, J.; PEREIRA, J. M. C.; BOSCHETTI, L.; MAGGI, M.; BRIVIO, P. A.; FRASER, R. H.; FLASSE, S.; ERSHOV, D.; BINAGHI, E.; GRAETZ, D.; PEDUZZI, P. Vegetation burning in the year 2000: Global burned area estimates from SPOT VEGETATION data. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, v. 109, n. D14, 2004.

TERRACLASS. **Sumário executivo:** levantamento de informações de uso e cobertura da terra na amazônia. Bralília/São José dos Campos: Embrapa/Inpe, 2011.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R. A disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern amazon. **Biotropica**, v. 17, n. 4, p. 265-268, 1985.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRAO, E. A. S. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **The Journal of Ecology**, v. 76, n. 3, p. 663-681, 1988.

UHL, C.; CLARK, K. E. Seed ecology of selected Amazon Basin successional species. **Botanical Gazette**, v. 144, n. 3, p. 419-425, 1983.

UHL, C.; CLARK, K. E.; CLARK, H.; MURPHY, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. **The Journal of Ecology**, v. 69, n. 2, p. 631-649, 1981.

UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern amazon. **Ecology**, v. 71, n. 2, p. 437-449, 1990.

UVO, C.; REPELLI, C. A.; ZEBIAK, S. E.; KUSHNIR, Y. The relationships between tropical Pacific and Atlantic SST and northeast Brazil monthly precipitation. **Journal of Climate**, v. 11, n. Kousky 1979, p. 551-562, 1998.

VELOSO, H.; RANGEL FILHO, A.; LIMA, J. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos e Estudos Ambientais, 1991. p. 124

WERF, G. R. VAN DER; RANDERSON, J. T.; GIGLIO, L.; COLLATZ, G. J.; MU, M.; KASIBHATLA, P. S.; MORTON, D. C.; DEFRIES, R. S.; JIN, Y.; LEEUWEN, T. T. VAN. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 10, n. 23, p. 11707-11735, 10 dez. 2010.

ZARIN, D. J.; DAVIDSON, E.; BRONDIZIO, E. S.; VIEIRA, I. C. G.; SA, T.; FELDPAUSCH, T. R.; SCHUUR, E. A.; MESQUITA, R.; MORAN, E.; DELAMÔNICA, P.; DUCEY, M. J.; HURTT, G. C.; SALIMON, C.; DENICH, M. Legacy of fire slows carbon accumulation in Amazonian forest regrowth. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 3, n. 7, p. 365-369, 2005.

ZENG, N.; YOON, J.-H.; MARENGO, J. A.; SUBRAMANIAM, A.; NOBRE, C. A.; MARIOTTI, A.; NEELIN, J. D. Causes and impacts of the 2005 Amazon drought. **Environmental Research Letters**, v. 3, n. 1, p. 1-9, 2008.

ANEXO A– LAND USE AND LAND COVER CHANGES DETERMINE THE SPATIAL RELATIONSHIP BETWEEN FIRE AND DEFORESTATION IN THE BRAZILIAN AMAZON

Applied Geography 34 (2012) 239–246

Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Applied Geography

journal homepage: www.elsevier.com/locate/apgeog

Land use and land cover changes determine the spatial relationship between fire and deforestation in the Brazilian Amazon

André Lima [a,*], Thiago Sanna Freire Silva [a], Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão [b], Ramon Morais de Feitas [a], Marcos Adami [a], Antônio Roberto Formaggio [a], Yosio Edemir Shimabukuro [a]

[a] Remote Sensing Division, National Institute for Space Research, Avenida dos Astronautas 12227-010, São José dos Campos, SP, Brazil
[b] Landscape and Ecosystem Dynamics Group, Department of Geography, School of Life and Environmental Sciences, University of Exeter, Amory Building, Rennes Drive, Exeter, Devon EX4 4RJ, UK

Keywords:
Fire
Spatial analysis
Tropical rainforest
REDD

A B S T R A C T

An increased frequency of droughts is predicted for the Amazon rainforest in the 21st century, which, combined with deforestation, could exacerbate fire occurrence in the region. There is ample evidence of the association between fire use and deforestation in the land use and land cover change (LULCC) processes occurring in the Amazon region, but there are no studies on the actual spatial structuring and spatial association between these events. The present study evaluates the existence of such relationships through the use of remotely sensed data and spatial analysis techniques for an active deforestation frontier covering portions of the states of Rondônia and Mato Grosso in the Brazilian Amazon. A map of burn scars for the year 2005 was produced using a Linear Spectral Mixture Model (LSMM) transformation of Landsat Thematic Mapper (TM) images, with subsequent unsupervised classification and manual editing. Annual and aggregated maps of deforested areas up to 2005, produced by the Brazilian Amazon Deforestation Estimation Project (PRODES), were also used. The amount of burn scar occurrences inside both recent (2002–2005) and old (prior to 2002) deforested areas was then determined, and the spatial structure of both variables was assessed using Mantel tests for multiple aggregation scales. A partial Mantel test was also used to test the spatial correlation between burn scars and deforested areas, accounting for the existence of spatial structure. The results show that there is a significant spatial association between recent deforestation and the occurrence of fires. In addition, we identified a large amount of burned areas (~55%) within older deforested areas. These results highlight the following: 1) the direct role of fire in the land use and land cover change processes in the Brazilian Amazon, and 2) that fire also widely affects previously degraded vegetation, with significant implications for current estimates of forest fire-associated atmospheric carbon emission in the Amazon region.

© 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Introduction

It is predicted that the Amazon, the world's largest rainforest, will be exposed to an increased frequency of drought in the 21st century (Li, Fu, & Dickinson, 2006). This drier climatic condition, when combined with ongoing deforestation processes, is likely to exacerbate fire use and occurrence in the Amazon (Aragão et al., 2007; Cochrane et al., 1999; Laurance & Williamson, 2001). Observations have already detected an increased fire occurrence in the Brazilian Amazon in recent years (Aragão & Shimabukuro, 2010).

The increased likelihood of fires is expected to negatively impact carbon stocks, biological diversity, and human health. Moreover, fires can potentially compromise the efficacy of emission reduction policies, such as Reducing Emissions from Deforestation and Degradation (REDD). Therefore, Amazonian fires are becoming increasingly important worldwide, not only for understanding and predicting their future environmental impacts on the Amazon biome, but also for implementing efficient climate change mitigation policies.

In the Amazon, fire is widely used for the initial conversion of extensive areas of natural vegetation into agricultural fields and pasture areas, and for the subsequent maintenance of deforested areas (Bowman, Amacher, & Merry, 2008; Cochrane et al., 1999; Giglio, Csiszar, & Justice, 2006; Kodandapani, Cochrane, & Sukumar, 2004; Sorrensen, 2008). Natural fire occurrences and accidental burning are extremely rare, with the vast majority of

* Corresponding author. Tel.: +55 12 3208 6458; fax: +55 12 3208 6488.
E-mail addresses: andre@dsr.inpe.br (A. Lima), thiago@dsr.inpe.br (T.S.F. Silva), l.aragao@exeter.ac.uk (L.E.OliveiraeC.de Aragão), ramon@dsr.inpe.br (R.M.de Feitas), adami@dsr.inpe.br (M. Adami), formag@dsr.inpe.br (A.R. Formaggio), yosio@dsr.inpe.br (Y.E. Shimabukuro).

0143-6228/$ – see front matter © 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.
doi:10.1016/j.apgeog.2011.10.013

burning events resulting from deliberate fire use (Cochrane et al., 1999; Uhl & Kauffman, 1990).

However, land use dynamics and consequent fire patterns in the region may vary according to the price of agricultural commodities and due to various biophysical and socioeconomic factors, such as planned settlement, changes in infrastructure and accessibility, and policy changes (Brondizio & Moran, 2008; Carmenta, Parry, Blackburn, Vermeylen, & Barlow, 2011; Lorena & Lambin, 2009; Siren & Brondizio, 2009; Soler, Escada, & Verburg, 2009; Sorrensen, 2008). For instance, when commodity prices are high, land is generally converted for the purpose of intense agricultural use. This type of conversion, which is mostly aimed at international markets, uses heavy machinery for clearing with subsequent complete combustion of the deforested vegetation (Morton et al., 2006). However, when large economic incentives are absent, deforested areas tend to be used initially as pasture for cattle ranching, and clearing of the slashed vegetation may take up to three years. Finally, with few or nonexistent economic incentives, small landowners opt to establish pastures indefinitely, until better infrastructure and/or higher crop prices take place. In the last two cases, repeated burning has been used for pasture renewal and maintenance (Aragão & Shimabukuro, 2010; Morton et al., 2006).

Several studies have demonstrated a temporal association between fire and deforestation, in the Brazilian Amazon and elsewhere (Bowman et al., 2008; Bucini & Lambin, 2002; Morton et al., 2008; Sorrensen, 2000, 2004, 2008). This relationship is consistent with the fact that burning events in Amazonian forests are usually restricted to anthropogenic ignition sources. Theoretically, spatial patterns of fire occurrence in the region are expected to follow the patterns of forest conversion and subsequent land use. However, despite the extensive evaluation of the temporal links between fire and deforestation, as far as we know, there is a lack of studies focusing on the spatially explicit analysis of spatial structuring, the association between fire and deforestation, and the influence of past and present land use and land cover change (LULCC) on these patterns.

The present study, therefore, aims to use one of the most active deforestation frontiers in the southwestern Brazilian Amazon to test the hypotheses that fire and deforestation follow a similar spatial structure and that both variables are spatially correlated. Moreover, we aim to evaluate how LULCC patterns determine the spatial structure of fires in this region.

Methods

Study area

The study area is located between 9°15′S, 62°50′W and 10°40′S, 60°00′W, comprising the boundaries of the Landsat 5 TM scene 231/67. This area encompasses the southeast portion of the state of Rondônia and the northwest portion of the state of Mato Grosso in the Brazilian Amazon (Fig. 1). This area was selected because both states are currently under heavy anthropogenic pressure, with high rates of deforestation (INPE, 2009).

The predominant forest type in the region corresponds to dense tropical semi-deciduous forest on lightly undulating terrain (RADAMBRASIL, 1978). Heavy human occupation in the region started in the 1970's as a result of migratory policies introduced by the federal government and has occurred mostly along the BR-364 highway, where numerous colonization projects from the Brazilian Institute for Colonization and Agricultural Reform (INCRA) were established (Becker, 1990).

The study area is characterized by a diverse land ownership structure. Settlement projects coordinated by INCRA are predominant in the region concurrent with small properties and followed by intermediate and large properties (Escada & Alves, 2003). This structure leads to a mosaic of spatial configurations, a multiplicity of stakeholders (small, medium and large producers), and varying stages of occupation.

Data acquisition

A set of four Landsat 5 TM images was used in the present study, corresponding to scene 231/67 in the WRS-2 indexing system. These images were acquired on July 13, August 14, September 15 and October 01 of 2005—dates that encompass the burning season in the region. These images were georeferenced to an orthorectified Landsat TM scene obtained from the NASA GeoCover dataset (Gutman et al., 2008) using the WGS-84 datum and the

Fig. 1. a) Geographic location of the study area, corresponding to Landsat 5 TM scene 231/67, encompassing the southeast portion of Rondônia and the northwest portion of Mato Grosso in the Brazilian Amazon. b) Landsat scene 231/67, color composition R5G4B3, acquired on 10/01/2005, showing the ample occurrence of deforestation (pink areas) and burning (dark purple). (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

UTM Projection, Zone 20. Because all further image processing was applied to each available image separately, atmospheric correction was deemed unnecessary (Song, Woodcock, Seto, Lenney, & Macomber, 2001).

In addition to the above images, a deforestation map was obtained from the Brazilian Amazon Deforestation Estimation Project (PRODES, http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html, Fig. 2). The PRODES project has mapped deforestation in the Amazon region intermittently in analog form since 1988 and annually in digital form since 2000. The baseline used for deforestation assessment is the "vegetation domains" map produced by the RADAMBRASIL program in the 1970s. Because the RADAMBRASIL mapping was based on the combined analysis of airborne radar imagery and geomorphological, pedological and geobotanical field information, the resulting map can be considered a "potential" vegetation map (i.e., a map in which areas with altered vegetation cover were still classified as belonging to the original vegetation domain if evidence of its prior existence was found in the supporting data).

As with all PRODES maps, the map used in the present study was produced manually by experienced image interpreters using Landsat TM imagery, and it discriminates the following land cover classes: remaining Amazon Forest areas (hereupon referred to as "Forest"), cumulative deforestation up to 1997, cumulative deforestation between 1997 and 2000, and yearly deforestation from 2001 to 2005 (Fig. 2). Areas belonging to other cover types (e.g., savanna, scrubland, wetlands) in the baseline RADAMBRASIL map are collectively labeled as "Other", and deforestation is not assessed for these areas. More importantly, once an area has been labeled as "deforested" in the map, it will not be further revisited by the analyst in subsequent years, which implies that forest regeneration is not assessed by the current PRODES method.

Image classification and mapping

Burn scar mapping was performed by first applying a Linear Spectral Mixing Model (LSMM) to the acquired TM images. This procedure combines the original spectral information present in multispectral image bands, and it generates three components, or "fraction bands", labeled "Vegetation", "Soil" or "Shade" according to the predominant type of spectral contribution in each component (Shimabukuro, Dossantos, Lee, & Pereira, 1991). The method was chosen because burn scars are particularly well evidenced in the Shade fraction image. The LSMM transformation was applied to TM bands 3 (630–690 nm, red), 4 (760–900 nm, near infrared) and 5 (1550–1750 nm, short-wave infrared) of each of the acquired images.

The resulting fraction bands were then subjected to an object-based unsupervised classification algorithm, as implemented in the SPRING 5.0 software (Camara, Souza, Freitas, & Garrido, 1996). Image objects (polygons) were first generated by a region-growth segmentation algorithm, which takes similarity and size parameters as inputs. The similarity parameter defines a digital number (DN) threshold below which adjacent objects should be merged, and the size parameter defines a minimum area, in number of pixels, for individual objects (Shimabukuro et al., 2009). The parameter values used in the present study were similarity = 8 and area = 25. These values were selected based on the iterative visual analysis of parameter combination results.

After the objects' generation, the ISOSEG algorithm was applied to each set of LSMM bands with an acceptance threshold of 75% (Shimabukuro et al., 2009). From the resulting classes, those corresponding to burned areas were merged into a single "Burn Scars" class, and the remaining classes were discarded. As the ISOSEG algorithm could not entirely differentiate between burn scars and relief shadow or open water areas, careful manual editing of the mapping results was performed after classification. In most cases, burn scars were present only in a single image, while shadows and water bodies were consistently found in all evaluated dates for a given location, thus facilitating differentiation by the interpreter. Finally, all maps produced for each date were combined into a single yearly map depicting the total area of burn scars in 2005.

The assessment of mapping results was performed through visual evaluation by superposing the burn scar map to the shade fraction images used as input to the mapping algorithm. Any misclassification errors were corrected manually during this procedure, as described above.

Fig. 2. Deforestation map produced by the Brazilian Amazon Deforestation Estimation Project (PRODES), showing cumulative deforestation prior to 1997 and between 1997 and 2000 and yearly deforestation from 2002 to 2005. Area shown corresponds to Landsat TM scene 231/67 (WRS-2 reference system).

Fig. 3. Classification of burn scars using non-supervised classification algorithm on shade fraction image. The image on the left shows the total area of burn scars mapped (in red), corresponding to areas of greater brightness in the shade fraction image (detailed at left).

Spatial analysis

The initial analysis of burned area versus deforested areas was performed by simply overlaying the burned area and deforestation maps and computing the amount of burned area contained within the area that were deforested each year.

Spatial analysis of the relationship between the occurrence of fire and deforestation was assessed using Mantel correlograms and bivariate and partial Mantel tests (Urban, Goslee, Pierce, & Lookingbill, 2002). The Mantel test measures the degree of association between two or more distance or dissimilarity matrices. When standardized, the Mantel test produces an r statistic analogous to a coefficient of correlation, varying between -1 and $+1$ (Urban et al., 2002). For simple spatial autocorrelation measurements, a matrix of geographical distances is compared to a matrix of feature distances (e.g., the difference in burned area for each pair of observations). Similar to a variogram, a correlogram can be generated by pooling observations within distance brackets and calculating the r statistic for each bracket (Legendre & Fortin, 1989).

The Mantel test can also be modified to test for the association between two variables while controlling for the spatial autocorrelation present in the data, constituting a partial Mantel test. Similar to a multivariate regression, the test formulation for partial correlations is based on partitioning the sums of squares (Legendre & Fortin, 1989). Significance testing for the Mantel correlation coefficients is usually accomplished through Monte Carlo simulation by randomly permuting the elements of the distance matrices and recalculating r, thus producing a frequency distribution. A total of 1000 permutations were used in the present study. All tests were performed using the *ecodist* package (Goslee & Urban, 2007) of the R statistical environment, version 2.13.0 (R Development Core Team, 2011).

Because the most recurrent burns occur three to four years after the initial deforestation activity, deforested areas were grouped into two categories for the purpose of spatial analysis: "recent deforestation", corresponding to areas mapped as deforestation between 2002 and 2005, and "old deforestation", comprising all deforestation mapped up to and including 2001. This categorization aimed to identify which proportion of burned areas was directly related to each deforestation process (conversion of mature forest to cropland and cattle land use versus recurrent burning of degraded sites).

Also, for the purpose of spatial analysis, the original vector maps were converted into a regular grid, where the total areas of "Burn Scars", "Recent Deforestation" and "Old Deforestation" were computed for each cell. This transformation was necessary to

Table 1
Extent of areas burned in the year 2005 corresponding to each of the PRODES deforestation and land cover classes for Landsat TM scene 231/67, Amazon region, Rondônia, Brazil.

Class	Burned area (km^2)	Burned area (%)
Area deforested up to 1997	562	33
Area deforested in 2000	258	15
Area deforested in 2001	118	7
Total Old Deforestation	*938*	*55*
Area deforested in 2002	159	9
Area deforested in 2003	150	9
Area deforested in 2004	90	5
Area deforested in 2005	134	8
Total Recent Deforestation	*533*	*31*
Mature Forest	180	11
Other[a]	59	3
Total	1711	100

[a] This class represents areas occupied mainly by savannas and other types of non-forested formations; therefore, these areas are not monitored by the PRODES project.

Fig. 4. Trends in the percentage of burned area for areas deforested in successive years in the Rondônia region, Brazilian Amazon. Deforestation prior to 2000 was omitted because yearly deforestation mapping was not performed before that year.

Fig. 5. Mantel standardized scores showing spatial autocorrelation of Burned Area, Recent Deforestation, Old Deforestation and Total Deforestation over multiple scales.

normalize the effect of variable polygon areas resulting from the mapping procedure (e.g., a single burned plot could be composed of multiple polygons traced separately during digitization, affecting neighborhood and area calculations).

To assess the effect of scale on the results of spatial analysis, multiple grid sizes were generated with increasing cell sizes: 2400 × 2400 m (~6 km^2), 4800 × 4800 m (~23 km^2), 9600 × 9600 m (~92 km^2), 19,200 × 19,200 m (~369 km^2) and 38,400 × 38,400 m (~1475 km^2). The initial cell size was determined based on the assumption that the minimum mappable area in a given remote sensing image consists of a 2 × 2 pixel area, or 60 × 60 m for Landsat TM images. Given the extent of the study region and the computing power required for spatial analysis calculations, the starting cell size was defined as the smallest multiple of 60 × 60 m capable of being processed by the available computing resources. Subsequent cell sizes were determined by doubling the previous size, and the upper limit was defined at 38,400 × 38,400 m cells, beyond which the number of cells was considered too small for statistical analysis (<24 cells).

The first step in the spatial analysis was the generation of Mantel correlograms and the calculation of overall r values for burned areas and recent, old and total deforestation to determine the spatial structure of the original data. Afterward, the degree of association between burned area and recent and old deforestation was determined for all scales, controlling for the spatial structure of each dataset by applying a partial Mantel test to the following combinations: Burned Area = f (Recent Deforestation, location), Burned Area = f (Old Deforested Area, location) and Burned Area = f (Total Deforested Area, location).

Results

The mapping of burn scars for the Landsat TM scene 231/67 in the year 2005 resulted in a total burned area of ~1700 km^2, or 6% of the entire study area (Fig. 3).

Approximately a third of this total burned area (533 km^2) occurred over areas deforested during the 2002–2005 period ("recent deforestation" – Table 1). These areas correspond to

Fig. 6. Mantel correlograms showing the relationship between spatial correlation and distance for Burned Area, Recent Deforestation, Old Deforestation and Total Deforestation at multiple scales.

locations where burning is directly associated with deforestation in preparation for agricultural purposes and as a means to prepare the land for the introduction of heavy machinery (Morton et al., 2008). Interestingly, however, the results also show that approximately 55% (938 km^2) of the burned area observed in 2005 occurred in areas that were deforested prior to 2002 (labeled as "old deforestation"), where the rationale for the use of fire is less evident. Furthermore, 11% of the total burning was observed over Forested areas (180 km^2), corresponding to burning without or very soon after the removal of vegetation.

The results also indicate that the area burned depends, to some extent, on the deforested area. Ninety percent of the burning occurred inside areas already deforested prior to 2005, with yearly percentages of burned deforested area remaining within the 20%–50% range throughout the study period (Fig. 4).

Fig. 7. Partial Mantel standardized scores and *p*-values for the correlation between deforestation and burning, while controlling for the existence of spatial structuring, in the Rondônia region, Brazilian Amazon.

Fig. 8. Visual representation of the spatial relationship between burn scars and deforestation: a) old deforestation, b) recent deforestation, and c) burned area. The cell sizes are 9600 × 9600 m.

In terms of spatial structure, burned area and recent deforestation exhibited small and similar spatial autocorrelation coefficients (maximum significant $r \sim 0.13$, $p < 0.05$), while a slightly stronger spatial structure was observed for old deforestation (maximum significant $r \sim 0.31$, $p < 0.05$). Total deforestation mirrored the results of old deforestation, emphasizing the effect of cumulative deforestation events on the overall spatial structure of deforestation. The correlograms indicated an overall decrease in spatial correlation with distance, with the occasional artifacts introduced by the regular gridding of the data at larger cell sizes. The stronger spatial structure detected for recent deforestation emphasizes the influence of anthropogenic factors on LULCC processes in the Brazilian Amazon (Fig. 5).

When assessing the correlation between burning and deforestation while controlling for the spatial structure of the data, it was possible to observe a stronger relationship between the burned area and recent deforestation, which rose together with the increase in cell size, reaching its maximum at $r \sim 0.8$ ($p < 0.05$, Fig. 6). However, there was no significant evidence of spatial association between burned area and old deforestation, regardless of scale ($-0.1 < r < 0.1$, $p > 0.05$, Fig. 6), which was likely due to the difference in the proportions of burned area in each deforestation class. Even though 55% of the mapped burning occurred inside old deforestation areas, this only amounts to 7% of the total class area (938 km^2 out of 13,200 km^2) as compared to 34% of the recent deforestation class area (534 km^2) burned in the same year.

Both the spatial structure and the spatial association of the studied variables are visualized on Fig. 7. Distinct landscape configurations can be observed for each deforestation class, mainly resulting from the different lengths of the time intervals that constitute each class. The visual assessment of the spatialized deforestation and burn scar data also reveals a higher incidence of burning, together with recent deforestation, in the northwest and extreme southwest portions of the studied area (green/blue tones in Fig. 8). Such a pattern of spatial co-occurrence is also observed for areas with less density of burning/recent deforestation (yellow tones), visible toward the southeast of the study area.

Discussion and conclusions

The above results underscore the direct use of burning for initial LULCC processes in the Brazilian Amazon; approximately 90% of the burning that was observed in 2005 occurred in previously deforested areas. However, the results also emphasize that, for tropical regions, deforestation and burning events are related (Bucini & Lambin, 2002; Cochrane, 2003; Nepstad et al., 2004; Uhl & Kauffman, 1990) but cannot be considered equivalent, as other means of mature forest removal are utilized prior to the application of fire. This result is also confirmed by the existence of spatial structuring and the correlation between burning and deforestation, in agreement with previous studies that hypothesize such association as part of the LULCC process in the Brazilian Amazon (Lorena & Lambin, 2009; Morton et al., 2008; Siren & Brondizio, 2009; Soler et al., 2009; Sorrensen, 2004, 2008).

The "old deforestation" class identified the cumulative land use/land cover change over the area for the ~30 years of modern human occupation in the Amazon up to 2002, where fire should theoretically be less used over time. Recent deforestation areas (2002–2005) represent ongoing LULCC processes, where the use of fire is expected to be predominant. Interestingly, the comparison of burned and deforested areas also revealed that the largest portion of the burn scars that were mapped for 2005 occurred in areas deforested prior to 2002 (55% of the 1711 km^2 burned), seemingly contradicting the assumption that the amount of burning is directly related to the estimates of recent deforestation in areas of mature forest. Evidence of such dissociation was previously given by Aragão and Shimabukuro (2010), who showed that reductions in the rate of deforestation were accompanied instead by an increase in the occurrence of burning events for the Amazon region between the years 2000 and 2007. Two possible explanations for such a high incidence of burning over old deforestation areas are the following: a) the use of fire for renewal of existing pasture areas (i.e., the removal of weeds and remineralization of dead biomass) and/or b) the removal of regenerating vegetation for new crop or pasture implementation (Aragão & Shimabukuro, 2010).

It is important to note that when considering the relative amount of burning in relation to the total deforested area (7% of the old deforestation areas were burned versus 35% of the recent deforestation areas) together with the strong correlation between burning and recent deforestation versus low correlation with old deforestation, it is clear that a large portion of the burning process is still related to recent deforestation events for the conversion of mature forest to agricultural purposes. Nevertheless, the present findings raise an important question: if the reduction in deforestation is not followed by a reduction in burning and the absolute values of burned area for locations long since converted to human use are remarkably high, what type of fuel is supporting the

burning activity outside recently deforested areas? We hypothesize that the answer lies in re-burning processes, such as pasture recovery and the removal of secondary vegetation.

Answering this question is of utmost importance for properly estimating greenhouse gas (GHG) emissions associated with tropical deforestation, which are often computed solely based on the emission of C stored in the mature forest biomass (Aragão & Shimabukuro, 2010). Because these estimates determine, in turn, the directives for GHG emission reduction policies and initiatives such as REDD, properly accounting for the amount of burning occurring on different land cover/land use types becomes paramount for managing carbon emissions in the Amazon region (Aragão & Shimabukuro, 2010).

Unfortunately, there are no studies to date that address the amount and dynamics of Amazonian forest regeneration at regional scales, nor is there a systematic program for mapping and monitoring forest regeneration in the region, thus making it impossible to quantify the actual proportion of burning occurring in each of the above two scenarios. Furthermore, the land use patterns observed for the presently studied region may not be the same as those observed for the remaining regions of the Amazon due to differing economic and social factors. The lack of systematic data on specific land cover/land use processes at a regional, Amazon basin-wide scale prevents all of the above issues from being properly addressed. Thus, we urge stakeholders to consider monitoring programs that properly assess the different and transient states of LULCC in the region as a major, immediate necessity to enable the reduction of current uncertainties in GHG emission estimates and for properly establishing policies for reducing such emissions in the Amazon region.

Acknowledgments

We thank Rachel Carmenta from Lancaster University for the valuable contributions to earlier drafts of this manuscript and Gabriel Constantin for help with mapping burn scars. This research was funded by the Brazilian National Council for Scientific and Technological Development (CNPq). ArcGIS and ENVI software licenses were provided by the Society for Conservation GIS (SCGIS), through the ESRI Conservation Program.

References

Aragão, L. E. O. C., Malhi, Y., Roman-Cuesta, R. M., Saatchi, S., Anderson, L. O., & Shimabukuro, Y. E. (2007). Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. *Geophysical Research Letters, 34*(7).

Aragão, L. E. O. C., & Shimabukuro, Y. E. (2010). The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD. *Science, 328*(5983), 1275–1278.

Becker, B. K. (1990). *Amazônia*. São Paulo: Atica.

Bowman, M. S., Amacher, G. S., & Merry, F. D. (2008). Fire use and prevention by traditional households in the Brazilian Amazon. *Ecological Economics, 67*(1), 117–130.

Brondizio, E. S., & Moran, E. F. (2008). Human dimensions of climate change: the vulnerability of small farmers in the Amazon. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences, 363*(1498), 1803–1809.

Bucini, G., & Lambin, E. F. (2002). Fire impacts on vegetation in Central Africa: a remote-sensing-based statistical analysis. *Applied Geography, 22*, 27–48.

Camara, G., Souza, R. C. M., Freitas, U. M., & Garrido, J. (1996). SPRING: integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Computers & Graphics, 20*(3), 395–403.

Carmenta, R. C. R., Parry, L., Blackburn, A., Vermeylen, S., & Barlow, J. (2011). Understanding human-fire interactions in tropical forest regions: a case for interdisciplinary research across the natural and social sciences. *Ecology and Society, 16*(1).

Cochrane, M. A. (2003). Fire science for rainforests. *Nature, 421*(6926), 913–919.

Cochrane, M. A., Alencar, A., Schulze, M. D., Souza, C. M., Nepstad, D. C., Lefebvre, P., et al. (1999). Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science, 284*(5421), 1832–1835.

Escada, M. I. S., & Alves, D. S. (2003). Dinâmica da cobertura florestal como indicador para caracterização de padrões de ocupação em Rondônia. In *XI SBSR* (pp. 637–647). Belo Horizonte: INPE.

Giglio, L., Csiszar, I., & Justice, C. O. (2006). Global distribution and seasonality of active fires as observed with the Terra and Aqua Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensors. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences, 111*(G2), 12.

Goslee, S. C., & Urban, D. L. (2007). The ecodist package for dissimilarity-based analysis of ecological data. *Journal of Statistical Software, 22*(7), 1–19.

Gutman, G., Byrnes, R., Masek, J., Covington, S., Justice, C., Franks, S., et al. (2008). Towards monitoring land-cover and land-use changes at a global scale: the global land survey 2005. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 74*(1), 6–10.

INPE. (2009). *Desmatamento anual na Amazônia Legal, Vol. 2009*. São José dos Campos: INPE.

Kodandapani, N., Cochrane, M. A., & Sukumar, R. (2004). Conservation threat of increasing fire frequencies in the Western Ghats, India. *Conservation Biology, 18*(6), 1553–1561.

Laurance, W. F., & Williamson, G. B. (2001). Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. *Conservation Biology, 15*(6), 1529–1535.

Legendre, P., & Fortin, M. J. (1989). Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio, 80*(2), 107–138.

Li, W. H., Fu, R., & Dickinson, R. E. (2006). Rainfall and its seasonality over the Amazon in the 21st century as assessed by the coupled models for the IPCC AR4. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 111*(D2).

Lorena, R. B., & Lambin, E. F. (2009). The spatial dynamics of deforestation and agent use in the Amazon. *Applied Geography, 29*(2), 171–181.

Morton, D. C., Defries, R. S., Randerson, J. T., Giglio, L., Schroeder, W., & van Der Werf, G. R. (2008). Agricultural intensification increases deforestation fire activity in Amazonia. *Global Change Biology, 14*(10), 2262–2275.

Morton, D. C., DeFries, R. S., Shimabukuro, Y. E., Anderson, L. O., Arai, E., Espirito-Santo, F. D., et al. (2006). Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 103*(39), 14637–14641.

Nepstad, D., Lefebvre, P., Da Silva, U. L., Tomasella, J., Schlesinger, P., Solorzano, L., et al. (2004). Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis. *Global Change Biology, 10*(5), 704–717.

R Development Core Team. (2011). R: a language and environment for statistical computing. In *(2.13.0 ed.). R Foundation for Statistical Computing*, Vienna.

RADAM-BRASIL. (1978). *Levantamento de Recursos Naturais*. Rio de Janeiro: RADAMBRASIL/DNPM.

Shimabukuro, Y. E., Dossantos, J. R., Lee, D. C. L., & Pereira, M. D. (1991). Remote sensing data for monitoring and evaluating burned areas – the case of Emas National Park in Brazil. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira, 26*(10), 1589–1598.

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

Siren, A. H., & Brondizio, E. S. (2009). Detecting subtle land use change in tropical forests. *Applied Geography, 29*(2), 201–211.

Soler, L. D., Escada, M. I. S., & Verburg, P. H. (2009). Quantifying deforestation and secondary forest determinants for different spatial extents in an Amazonian colonization frontier (Rondonia). *Applied Geography, 29*(2), 182–193.

Song, C., Woodcock, C. E., Seto, K. C., Lenney, M. P., & Macomber, S. A. (2001). Classification and change detection using landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects? *Remote Sensing of Environment, 75*(2), 230–244.

Sorrensen, C. L. (2000). Linking smallholder land use and fire activity: examining biomass burning in the Brazilian Lower Amazon. *Forest Ecology and Management, 128*(1–2), 11–25.

Sorrensen, C. L. (2004). Contributions of fire use study to land use/cover change frameworks: understanding landscape change in agricultural frontiers. *Human Ecology, 32*(4), 395–420.

Sorrensen, C. L. (2008). Potential hazards of land policy: conservation, rural development and fire use in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, .

Uhl, C., & Kauffman, J. B. (1990). Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern amazon. *Ecology, 71*(2), 437–449.

Urban, D., Goslee, S., Pierce, K., & Lookingbill, T. (2002). Extending community ecology to landscapes. *Ecoscience, 9*(2), 200–212.