

## A Distribuição Espacial e Variabilidade Interanual do Fogo na Amazônia

Wilfrid Schroeder,<sup>1</sup> Ane Alencar,<sup>2</sup> Eugênio Arima,<sup>3</sup> e Alberto Setzer<sup>4</sup>

Evidências a partir de observações de carvão sugerem baixa frequência de eventos de fogo causadores de alteração das florestas amazônicas no período anterior ao século vinte. Entretanto, a distribuição espacial e temporal do fogo mudou drasticamente nas últimas décadas. O fogo tornou-se uma das forças motrizes do uso da terra e da mudança da cobertura vegetal na Amazônia. A crescente intervenção humana na região, juntamente com anomalias climáticas, expuseram as florestas tropicais a um número sem precedentes de fogos em vegetação com consequências importantes para o funcionamento do complexo sistema amazônico e concentrações atmosféricas de gases de efeito estufa. Neste capítulo, são discutidos os principais tipos de fogo na Amazônia: fogo de desmatamento, de manutenção, acidental e natural. As principais causas e consequências do fogo em vegetação são analisadas à luz dos vetores sociais, econômicos e biofísicos. Dados de satélite são usados para a derivação de mapas atuais, os quais descrevem a distribuição espacial e temporal dos fogos na região, destacando as relações entre atividades humanas e condições climáticas que se combinam para criar regimes únicos de fogo antropogênico em toda a Amazônia.

### 1. INTRODUÇÃO

As florestas amazônicas vêm sendo perturbadas há muito tempo por fogo [Meggers, 1994]. Dados geológicos fornecem evidência de depósitos de carvão em solos de florestas maduras na bacia amazônica, indicando atividade

histórica, embora pouco frequente, de fogo na região [Sanford *et al.*, 1985; Meggers, 1994]. A baixa frequência histórica de fogo se explica, em grande parte, pelos altos níveis de umidade e chuva que caracterizam a região e que normalmente previnem a ocorrência de fogo natural [Goldammer, 1990; Ray *et al.*, 2005; Uhl e Kaufmann, 1990]. Entretanto, desde os tempos pré-históricos, os seres humanos souberam manipular o fogo e usá-lo como uma importante ferramenta agrícola e de caça [Goudsblom, 1992]. A história mais recente de ocorrência de fogo na Amazônia é marcada pelo contraste entre a baixa frequência de incêndios naturais e o crescente predomínio de incêndios antropogênicos à medida que cresce a ocupação da região.

Nas últimas décadas, secas relacionadas aos episódios das Oscilações Meridionais do El Niño (El Niño Southern Oscillation - ENSO), combinadas com a expansão dos assentamentos na região e o

<sup>1</sup>Earth System Science Interdisciplinary Center, University of Maryland, College Park, Maryland, USA.

<sup>2</sup>Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Brasília, Brasil.

<sup>3</sup>Department of Environmental Studies, Hobart and William Smith Colleges, Geneva, New York, USA.

<sup>4</sup>Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, Brasil.

desenvolvimento de infraestrutura de transporte têm transformado o fogo em uma importante ameaça ambiental ao ecossistema amazônico e clima regional [Cochrane et al., 1999; Nepstad et al., 1999a; Alencar et al., 2004]. No passado, a intensidade e frequência de fogo não foram suficientes para mudar o ecossistema, mas atualmente, o homem transformou o fogo em um elemento crônico e persistente da paisagem local. Somente na Amazônia brasileira, o fogo é hoje o método principal de manejo e de desmatamento da terra utilizado por um número estimado de quatro milhões de fazendeiros [Nepstad et al., 1999b]. A ocorrência de temporadas de queima de grande efeito destrutivo não está mais limitada aos anos do ENSO e, combinada com mudança climática, pode acelerar a conversão da floresta em uma vegetação semelhante à savana [Nepstad et al., 2004].

O fogo na vegetação da Amazônia tem sido monitorados rotineiramente desde a metade dos anos 1980 com o uso de satélites [Setzer e Pereira, 1991]. Dados de satélite são particularmente úteis para o monitoramento do fogo, uma vez que fornecem informações sistemáticas sobre a atividade de fogo em toda a região, inclusive em áreas mais remotas, onde as observações de campo são difíceis. O número de sistemas de satélites em operação com capacidade de monitoramento de fogo aumentou significativamente desde a década passada, o que contribuiu, conseqüentemente, para ampliar nossa capacidade de delineamento dos padrões espaciais e temporais de distribuição do fogo na região.

Neste capítulo, descrevemos a distribuição espacial e temporal de fogo em vegetação com ênfase na Amazônia brasileira. Iniciamos com uma discussão das causas fundamentais (seção 1) e conseqüências (seção 2) associadas ao fogo utilizado para promover o uso e a mudança da cobertura da terra. Na seção 3, apresentamos uma breve revisão dos principais sistemas de satélite e produtos disponíveis para monitorar e avaliar a atividade de fogo na região com o objetivo de (nas seções 4 e 5) explorar as distribuições espaciais e temporais de detecções de fogo que podem ser derivadas usando-se esses produtos.

## 2. FOGO NA VEGETAÇÃO DA AMAZÔNIA: CAUSAS PRINCIPAIS

A ocorrência de fogo em vegetação varia de acordo com a causa, intensidade, duração e padrão espacial. Para um tratamento adequado desse assunto, é necessário estabelecer uma distinção entre diferentes tipos de fogo com base em suas propriedades físicas, à medida que são incorporados os aspectos e implicações das políticas delineadas para controlá-los [Alencar et al., 1997; Nepstad et al., 1999b]. O fogo na Amazônia pode ser classificado em quatro grupos principais.

### 2.1. Fogo de Desmatamento

Esse é o fogo intencional usado para facilitar a limpeza da terra para conversão da floresta em cultivo e pastagem nos estágios iniciais de ocupação da fronteira e desmatamento [Nepstad et al., 1996b]. Tipicamente, as florestas são cortadas nos primeiros meses da estação seca e a biomassa derrubada é deixada para secar sob o sol por dois a três meses, dependendo do volume da biomassa, conteúdo inicial de umidade e condições do tempo [Sorrensen, 2004]. O fogo é utilizado como uma tecnologia de baixo custo que propicia a transformação rápida da matéria orgânica seca em fertilizante. Esse método é utilizado no processo de desmatamento por pequenos fazendeiros de subsistência, na agricultura mecanizada de grande escala e por criadores de gado, similarmente. O mesmo processo é usado para converter tanto florestas jovens quanto florestas em estágio avançado de sucessão, conhecidas localmente como "Capoeiras", no processo de rotação de cultivo usado por aproximadamente meio milhão de pequenos proprietários rurais na Amazônia brasileira [Sorrensen, 2004]. Um levantamento conduzido em cinco regiões ao longo do Arco do Desmatamento entre 1995 e 1996 mostrou que aproximadamente 13% da área queimada eram oriundos de fogo de desmatamento [Alencar et al., 1997; Nepstad et al., 1996b]. A área total anual desmatada na Amazônia Legal Brasileira, estimada pelo projeto PRODES nesse mesmo período, atingiu 29.000 km<sup>2</sup>. Em média, as taxas de desmatamento atingiram aproximadamente 22.000 km<sup>2</sup> a<sup>-1</sup> de 2000 a 2005 [INPE, 2005].

## 2.2. Fogo de Manutenção

Esse é o fogo intencional usado no manejo de pastagens e na limpeza de sobras residuais da colheita. As pastagens na Amazônia, principalmente aquelas estabelecidas recentemente, são frequentemente invadidas por pragas, ervas daninhas e outras espécies competidoras presentes na vegetação natural. Além disso, em poucos anos de plantio as pastagens perdem o vigor à medida que a fertilidade do solo diminui [Uhl and Buschbacher, 1985]. Declínios na produtividade da pastagem variam consideravelmente de alguns anos a mais de uma década, dependendo do número de cabeças de gado, espécies de grama e práticas de manejo, tais como rotação, controle da erosão e lixiviação, etc.. O gado também prefere gramíneas mais novas e brotos tenros ao invés de gramíneas velhas e sem sabor. Por isso, o fogo é usado como um meio barato para o controle de ervas daninhas, recuperação parcial da fertilidade do solo e rejuvenescimento de gramíneas. Diferentemente do fogo para desmatamento, o fogo de manutenção é rápido e de intensidade baixa em razão da quantidade reduzida de combustível de biomassa. Estima-se que esse tipo de fogo tenha afetado uma área de 20% do total da área queimada ao longo do Arco do Desmatamento durante 1995 e 1996 [Alencar et al., 1997; Nepstad et al., 1999b].

## 2.3. Fogo Acidental

Esse é o fogo que foge ao controle a partir de queimadas intencionais associadas à manutenção ou conversão de áreas vizinhas. O fogo acidental é conhecido por afetar áreas florestais e propriedades rurais em zonas já desmatadas. Em situações em que as florestas são queimadas acidentalmente, o problema ficará, em geral, concentrado ao longo dos limites da floresta em áreas ativas de desmatamento e uso da terra [Nepstad et al., 1999b; Gascon et al., 2000; Cochrane e Laurance, 2002]. Entretanto, esse tipo de fogo pode impactar grandes regiões durante períodos excepcionalmente secos, quando as frentes de fogo conseguem penetrar nas florestas e afetar áreas distantes dos pontos de ignição [Elvidge et al., 2001; Nelson, 2001]. Carvoarias são

outra fonte de ignição de fogo acidental, especialmente na Amazônia Oriental [Alencar et al., 2004]. Fogos que acidentalmente queimam as florestas possuem características diferentes, dependendo do grau de alteração das áreas afetadas. Em florestas relativamente intactas, o fogo é de baixa intensidade, move-se lentamente e tende a não se espalhar para áreas maiores [Cochrane e Schulze, 1998; Cochrane, 2003]. Por outro lado, florestas perturbadas por corte ou fogo anterior são muito mais propensas a fogos subsequentes, de longa duração e intensos que podem queimar extensas áreas [Nepstad, et al., 1999a]. Florestas fragmentadas são mais suscetíveis ao fogo em razão da maior quantidade de matéria seca disponível e da abertura do dossel às correntes de ar e ventos que ajudam a alimentar as frentes de fogo [Cochrane e Schulze, 1999; Cochrane, 2003; Alencar et al., 2004]. A expansão das atividades econômicas e a crescente intensidade e frequência dos eventos ENSO podem promover um futuro de incêndios florestais mais frequentes e mais extensos na região [Nepstad et al., 1999a]. Alencar et al. [2006] estimam que incêndios florestais durante os anos de ENSO podem queimar uma área duas vezes maior do que áreas resultantes de desmatamento. O fogo acidental que afeta propriedade rurais em áreas já desmatadas pode também causar danos significativos às colheitas, plantações, pastagens e infraestrutura que resultam em grandes perdas econômicas [Alencar et al., 1997; Mendonça et al., 2004]. De acordo com um levantamento feito em cinco sítios de pesquisa ao longo do Arco do Desmatamento em 1996 [Nepstad et al., 1999b], ano em que a precipitação foi considerada média, esses tipos de fogo que fogem ao controle foram responsáveis por 47% da área queimada naquele período.

## 2.4. Fogo Natural

O fogo natural é causado por descargas elétricas (relâmpagos). Outras causas naturais incluem o fogo gerado por fricção produzida pela queda de rochas e deslizamento de terra, fogo vulcânico e o fogo prismático, causados por raios de luz do sol emitidos por cristais de rocha [Stott, 2000]. Esses tipos de fogo são muito mais raros do que o fogo produzido por relâmpagos e, ao que sabemos, não há registro de nenhum caso na

Amazônia. Embora as descargas elétricas sejam muito comuns ao longo da zona de convergência intertropical (ITCZ) [Stott, 2000], a quantificação de eventos de fogo natural na Amazônia torna-se difícil dada a limitação de dados. Relatos não confirmados sugerem, entretanto, que o fogo natural é raro na região, pois as descargas elétricas são, em geral, acompanhadas de chuva, o que extingue a ignição inicial e evita a propagação da chama [Ramos-Neto e Pivello, 2000; Stott, 2000]. Para que ocorra a queima é também necessário que o material de serapilheira esteja seco e distribuído adequadamente. Além disso, nem todas as descargas elétricas apresentam alta amperagem e baixa voltagem necessárias para iniciar o fogo. Em alguns casos, a descarga pode ser “fria” e ocorrer sem que haja a produção de fogo [Pyne, 2001]. De fato, a grande maioria dos eventos de fogo na Amazônia é causada pela ação humana, intencional ou não, e poucas ocorrências podem ser atribuídas a causas naturais [Goldammer, 1990].

Os eventos de fogo detectados por satélites concentram-se em áreas desmatadas ou próximos a elas [Cochrane, 2001; Cochrane e Laurance, 2002; Alencar et al., 2004, 2006]. Os diferentes tipos de fogo descritos acima podem ser influenciados por fatores políticos, econômicos e sociais, e também por condições biogeofísicas, resultando em padrões espaciais e temporais distintos ao longo da região (ver mapas e descrições nas seções 3 – 5 abaixo). Por exemplo, Alencar et al. [2004] observaram que o fogo acidental no sub-bosque da floresta em anos de ENSO e de não ENSO estão fortemente correlacionados com a distância às principais estradas, carvoarias e assentamentos. Arima et al. [2007] mostraram que a probabilidade de fogo está positivamente correlacionada com o preço do gado e da soja, mesmo quando controlados em razão da quantidade de chuva e diferentes tipos de solo. Preços mais altos propiciam incentivo econômico para a conversão de florestas em terras agrícolas e, conseqüentemente, para o uso do fogo como ferramenta de manejo.

Fatores culturais também ajudam a explicar a razão pela qual certas áreas são mais propensas ao fogo do que outras. Simmons et al. [2004] propuseram que a natureza coesiva e a identidade de comunidades podem influenciar a probabilidade de ocorrências de fogo acidental.

Moran et al. [2006] sugerem que as comunidades que desenvolvem práticas agrícolas associadas à derruba-e-queima têm seus próprios meios de controlar o fogo, particularmente durante os anos de ENSO. Portanto, as comunidades mais tradicionais tendem a usar seus conhecimentos empíricos para evitar a propagação do fogo, ao contrário das comunidades recentemente formadas. Entretanto, focos de fogo não controlado resultantes de ações humanas durante 2005 no Acre, que afetaram aproximadamente 300.000 ha de florestas, indicam que uma seca intensa pode fomentar tragédias de fogo em qualquer parte da Amazônia.

Em termos de fatores institucionais, Arima et al. [2007] avaliaram que áreas protegidas pelo governo federal, tais como terras indígenas e áreas de conservação, reduziram a probabilidade de fogo a 33% em média, mantendo constantes a precipitação e a distância ao desmatamento e à infraestrutura. Nepstad et al. [2006a] mostraram que mesmo as reservas habitadas, tais como terras indígenas e reservas extrativistas, são eficazes na prevenção do fogo. Em média, a ocorrência de fogo fora dessas áreas foi quatro vezes maior (ver também Bruner et al. [2001] para discussão da efetividade das áreas protegidas nas regiões tropicais).

Fatores biogeofísicos, particularmente os níveis de chuva e a capacidade de retenção de água dos solos também afetam a probabilidade de fogo [Nepstad et al., 2004]. Arima et al. [2007] mostraram que a probabilidade de fogo na Amazônia brasileira decresceu, em média, de 10% a virtualmente zero quando as chuvas aumentaram de 1400 a 3000 mm ano<sup>-1</sup>, independentemente das distâncias às áreas desmatadas e à infraestrutura. A capacidade de retenção de água do solo é também crítica para o fogo, particularmente durante secas severas nos anos de El Niño. Por exemplo, Nepstad et al. [2001] estimaram que quase 1 milhão de km<sup>2</sup> de florestas tornaram-se vulneráveis ao fogo durante o El Niño de 1997–1998 porque a água disponível no solo para as plantas foi eliminada até uma profundidade de 10 m. As raízes profundas das florestas amazônicas são bombas gigantes que extraem a água do solo até 18 m de profundidade, o que mantém o sub-bosque da floresta úmido durante três a quatro meses na estação seca

[Nepstad et al., 1994], reduzindo assim a probabilidade de propagação do fogo.

### 3. CONSEQUÊNCIA DO FOGO EM VEGETAÇÃO NA AMAZÔNIA

O fogo tem sido um dos agentes mais importantes da transformação da paisagem da Amazônia. Na Amazônia rural, o fogo garante a produtividade inicial de áreas recentemente desmatadas, na ausência de alternativas tecnológicas e de correção do solo [Sorrensen, 2004]. Além disso, o fogo é também a ferramenta mais viável e confiável usada para controlar ervas daninhas que beneficiam espécies de grama para rebanho bovino. Apesar do papel importante do fogo antropogênico no sistema de produção amazônico, seu uso intensivo e sem controle pode trazer consequências importantes para o ecossistema da região e para a sociedade. Essas consequências incluem impactos nos processos ecológicos e biofísicos, nas economias locais e regionais e impactos na saúde e no comportamento da sociedade.

#### 3.1. Consequências Ecológicas e Biofísicas

O fogo pode afetar processos ecológicos e biofísicos em diferentes escalas. Em escala local ou da mata, as consequências ecológicas do fogo sem controle e mais frequentes em florestas tropicais incluem, mas não estão limitadas (1) ao aumento da vulnerabilidade de florestas a fogos recorrentes [Nepstad et al., 1995; Cochrane e Schulze, 1999]; (2) às mudanças na biodiversidade, incluindo-se a mortalidade de árvores em grande escala [Barlow et al., 2003; Holdsworth e Uhl, 1997; Barbosa e Fearnside, 1999; Cochrane e Schulze, 1999; Gerwing, 2002; Haugaasen et al., 2003]; mudanças na disponibilidade de frutos e composição da floresta e nas populações da fauna [Barlow et al., 2002; Barlow e Peres, 2004a, 2006; Peres et al., 2003]; e (3) mudanças na disponibilidade dos nutrientes do solo que influenciam a recuperação da vegetação em áreas de recuperação da floresta secundária [Bushbacher et al., 1988; Huges et al., 2000; Moran et al., 2000; Zarin et al., 2005]. Embora o fogo ocorra em escala de paisagem, o aumento da atividade de queima na Amazônia pode trazer

também importantes consequências para o clima regional e global [Nobre et al., 1991; Rosenfeld, 1999; Andreae et al., 2004; Artaxo et al., 2005].

Em termos de impactos locais, os incêndios florestais promovem mudanças significativas na estrutura da floresta. Vários estudos relataram uma redução considerável na biomassa acima do solo de florestas perturbadas pelo corte e fogo. Nessas florestas, um único incêndio pode matar de 15% a 50% das árvores em pé [Holdsworth e Uhl, 1997; Barbosa e Fearnside, 1999; Cochrane e Schulze, 1999; Gerwing, 2002; Haugaasen et al., 2003], reduzindo o fechamento do dossel pela queda das folhas. O decréscimo do índice da área foliar favorece o aumento da radiação solar incidente, o ressecamento do interior da floresta, o aumento da quantidade de material morto e da camada inflamável do solo da floresta [Uhl e Buschbacher, 1985; Uhl e Kauffman, 1990; Nepstad et al., 2001; Ray et al., 2005]. Em termos gerais, quando um fogo no sub-bosque mata árvores, ele perpetua a formação de aberturas e de material inflamável no chão da floresta nos anos subsequentes [Nepstad et al., 1995, 2001; Cochrane e Schulze, 1999]. Esses efeitos na estrutura da floresta são também reproduzidos por operações de corte (desmatamento), reconhecidas como um dos principais distúrbios antropogênicos que contribuem para a inflamabilidade da floresta [Holdsworth e Uhl, 1997; Cochrane et al., 1999]. Essa interação entre o corte e o fogo criam uma retroalimentação (ciclo) positiva que aumenta a inflamabilidade da floresta depois do distúrbio inicial [Nepstad et al., 2001; Cochrane, 2003].

O fogo é um importante fator de distúrbio que influencia a taxa e o padrão de sucessão ecológica de florestas tropicais [Goldammer, 1990; Chazdon, 2003]. A regeneração de floresta na Amazônia é um processo lento que pode se estender por várias décadas [Steininger, 1996; Tucker et al., 1998; Zarin et al., 2005]. A exposição a fogos subsequentes pode comprometer o restabelecimento de espécies de plantas menos resistentes e levar a mudanças na composição da floresta [Uhl et al., 1988; Uhl e Kauffman, 1990]. Incêndios recorrentes podem retardar a sucessão a um ponto em que se torna difícil restabelecer o processo natural de recuperação [Goldammer, 1990; Chazdon, 2003]. Além disso, fogos consecutivos que afetam áreas de floresta em

recuperação produzirão impacto negativo em reservatórios de nutrientes elementares [Hughes et al., 2000; Zarin et al., 2005], limitando a capacidade de recuperação da floresta.

Mudanças na estrutura e composição da floresta pelo fogo afetam também a biodiversidade [Laurance, 2003]. Barlow et al. [2002] observaram que vários tipos de avifauna foram afetados negativamente pelo grande incêndio florestal ocorrido na Reserva Extrativista do Tapajós/Arapiuns, na região do baixo Amazonas, durante o ENSO de 1997-1998. Esses distúrbios causados pelo fogo reduziram a abundância de comunidades de invertebrados, diminuindo a disponibilidade de presas (alimento) para algumas espécies de pássaros [Haugaasen et al., 2003]. Além disso, o calor produzido pelo fogo de superfície causa estresse às árvores, reduzindo o suprimento de alimentos aos vertebrados frugívoros, o que causa a diminuição dessas populações nas áreas recém-queimadas [Barlow e Peres, 2006; Peres et al., 2003]. Entretanto, poucos estudos investigaram a resposta, em longo prazo, da biodiversidade ao fogo na região. Um estudo conduzido na Amazônia Oriental indicou que vertebrados de caça (ex., anta, veado, cutia) tendem a retornar às áreas previamente queimadas, uma vez que novas fontes de substrato da forragem (vegetação em recuperação) tornam-se disponíveis, ficando esses animais protegidos pela densa vegetação do sub-bosque reestabelecido anos após o fogo e que torna difícil o acesso de caçadores a essas áreas [Carvalho e Nepstad, 2000]. Barlow e Peres [2004b, 2006] também relataram a mortalidade contínua de árvores e a mudança na dinâmica da população entre os vertebrados, observadas em análises de áreas afetadas pelo fogo três anos após o evento inicial de queima.

Incêndios florestais em grande escala e o aumento da atividade de fogo como um todo na Amazônia também afetam os sistemas climáticos regionais e globais. Consequências climáticas do fogo são observadas principalmente em razão do aumento das emissões diretas e indiretas de CO<sub>2</sub> [Barlow e Peres, 2004a; Barbosa e Fearnside, 1999; Alencar et al., 2006], das emissões de metano e de outros gases e substâncias [Fearnside, 1997; Potter et al., 2002; Davidson and Artaxo, 2004] e, ainda, de mudanças nas propriedades da superfície (ex., albedo, evapotranspiração, fluxos de calor sensível

e latente). Enquanto as emissões pela queima de biomassa têm um papel importante associado aos processos que controlam o equilíbrio da radiação e a formação de nuvens [Penner et al., 1992; Andreae et al., 2004; Koren et al., 2004], a mudança na cobertura da superfície por meio da fragmentação florestal é reconhecida por importantes modelos climáticos como um elemento chave que pode levar à savanização de grandes áreas e ao aumento do risco de incêndios florestais [Hoffman et al., 2003a; Betts et al., 2004; Cox et al., 2004; Cowling e Shin, 2006].

O aumento de emissões pela queima de biomassa afeta a incidência de radiação solar na Amazônia (ex., aumento da radiação difusa) [Nemani et al., 2003] e essa tendência pode alterar a estrutura da floresta pelo favorecimento a espécies particulares da comunidade de plantas (ex., aumento da densidade da liana). Além disso, os processos biogeoquímicos e fisiológicos em florestas tropicais maduras podem ser influenciados por mudanças na composição atmosférica e na dinâmica da superfície da terra, as quais incluem (1) o aumento da concentração de CO<sub>2</sub> atmosférico, (2) o aumento da temperatura da superfície da terra, (3) mudanças na precipitação e disponibilidade de água do ecossistema, e (4) mudanças na frequência de distúrbios climáticos [Chambers e Silver, 2004]. Modelos de ecossistemas baseados em processos usados para simular o impacto do fogo na promoção de mudanças futuras nos padrões climáticos mostraram grandes declínios na produtividade primária e liberação de carbono como resultado do processo de colapso da floresta amazônica [Friend et al., 1997]. Os impactos negativos do fogo e de emissões por queima de biomassa podem se agravar em decorrência de eventos ENSO, os quais promovem secas severas na região [Van der Werf et al., 2004]. Esses efeitos de mudança climática constituem uma retroalimentação positiva na qual as florestas degradadas tornam-se menos efetivas no sequestro de carbono e na regulação do clima regional, à medida que se tornam mais suscetíveis ao fogo [Nepstad et al., 2001].

Em resumo, o fogo causa impacto ao clima, que é um determinante importante das atividades biológicas das plantas, incluindo sua fenologia, fisiologia, distribuição e as interações planta-animal [Wright, 2005]. Se a tendência à secas

extremas e ao aumento da atividade do fogo em florestas tropicais úmidas continuar, poderá ocorrer a substituição das espécies de floresta tropical úmida por formas de vegetação aberta, mais resistentes ao fogo e tolerantes à seca, semelhantes ao cerrado (savana) do Brasil central [Shukla et al., 1990].

### 3.2. Consequências Econômicas

Há várias perdas econômicas associadas ao fogo em vegetação. Os resultados mais comuns dos impactos diretos associados ao fogo sem controle são, principalmente, a perda de gado e culturas, e danos à infraestrutura. Entretanto, outras consequências incluem efeitos em toda a bacia associados a fechamentos de aeroportos devido à fumaça e quedas de energia causadas pelo fogo ao longo da rede elétrica. Além disso, os incêndios florestais contribuem para a redução do valor da floresta para a sociedade ao mesmo tempo em que influenciam os investimentos em áreas rurais.

Os incêndios florestais diminuem a produção e causam a mortalidade de importantes espécies florestais não madeiras, tais como árvores frutíferas e medicinais e parreiras [Peres et al., 2003; Shanley e Medina, 2005]. Peres et al. [2003] relataram perdas de árvores frutíferas causadas pelo fogo ao longo do Rio Tapajós, com implicações para os vertebrados frugívoros de caça. Shanley e Medina [2005] relataram um decréscimo de cerca de 80% no consumo familiar de árvores frutíferas economicamente importantes após um incêndio florestal.

O uso do fogo é a principal característica da fronteira agrícola amazônica, onde os investimentos no uso da terra são baixos e o risco de fogo acidental é alto [Nepstad et al., 1999b, 2001; Sorrensen, 2004]. A cada ano, o fogo acidental ou sem controle em campos agrícolas e de pastagens causa importantes perdas econômicas na região. O fogo afeta pequenos e grandes fazendeiros e proprietários rurais com a queima de cercas, construções e equipamentos, causando a redução da capacidade de produção [Alencar et al., 1997; Nepstad et al., 1999b; Mendonça et al., 2004]. Outras consequências incluem perdas de campos de cultivo, pastagem e gado. O risco de tais perdas acaba influenciando o

tipo de uso da terra e as decisões sobre manejo, perpetuando práticas que utilizam o fogo e desestimulando investimentos em métodos mais sustentáveis [Nepstad et al., 2001]. Nesse cenário de alto risco de fogo, a criação extensiva de gado de corte e os cultivos anuais são preferíveis, se comparados aos usos da terra, intensivos e mais vulneráveis, tais como os cultivos perenes [Walker et al., 2000]. Em resumo, o investimento no manejo mais sustentável da terra tende a cair à medida que o risco de fogo aumenta [Nepstad et al., 2001].

As consequências do fogo sem controle se estendem além das áreas de uso não florestal. Estima-se que os incêndios florestais representem uma perda de aproximadamente US\$5 por hectare em termos de árvores adultas comercializáveis na região de Paragominas [Mendonça et al., 2004]. Nessa região em particular, um dos centros madeireiros mais importantes da Amazônia, a perda financeira foi estimada em mais de US\$ 13 milhões durante o ENSO do período de 1997 – 1998 [Mendonça et al., 2004]. Em outras áreas, onde a perda econômica por hectare de floresta pode ser mais elevada, o manejo florestal torna-se ainda mais arriscado. As altas taxas de mortalidade arbórea decorrentes de incêndios florestais desestimulam práticas mais sustentáveis de manejo florestal, tais como o corte de impacto reduzido [Nepstad et al., 2001]. A probabilidade de perda do segundo e terceiro ciclos de colheita em razão do fogo acidental é um dos vários fatores que contribuem para operações mais intensivas de colheita. Esse padrão de corte também aumenta a probabilidade de propagação do fogo, criando uma retroalimentação positiva entre práticas de corte e risco de incêndio florestal [Nepstad et al., 2001].

A fumaça de incêndios também pode reduzir a visibilidade e provocar o fechamento de aeroportos e curtos-circuitos nas linhas de transmissão, interrompendo a condução de energia [Mendonça et al., 2004]. Apesar da clara importância desse tipo de perda econômica, o impacto dos incêndios florestais à economia regional ainda precisa ser estimado. Todavia, é possível que um futuro de atividades mais intensivas de fogo na Amazônia possa aumentar o conhecimento desse tipo de perda econômica e assim impulsionar a quantificação e investimentos

em políticas públicas mais efetivas para o controle do fogo.

### 3.3. Consequências Sociais

O aumento da incidência de doenças respiratórias causadas pela fumaça ocorre geralmente no pico da estação do fogo [Mendonça et al., 2004]. Fechamentos de escolas são também relatados durante os dias de extrema concentração de fumaça como, por exemplo, no Acre em 2005. Juntamente com os impactos diretos à saúde humana, o empobrecimento da floresta causado pelo fogo pode provocar redução da produtividade, e por essa razão influenciar os padrões de abandono da terra e pobreza.

Doenças respiratórias induzidas por fumaça são responsáveis por uma média de 9.000 internações a cada ano durante a estação de queimadas na Amazônia [Mendonça et al., 2004]. De fato, o fogo pode afetar a saúde de mais de 13.000 pessoas durante os anos de ENSO. Apesar de o número de pessoas afetadas por doenças respiratórias ser relativamente baixo comparativamente à população amazônica, os custos do governo para tratamento dessas doenças foram estimados em US\$ 10 milhões durante o ENSO do período de 1997–1998. É importante observar que esses números baseiam-se apenas nos casos que necessitaram de hospitalização. Evidências anedóticas sugerem que o impacto do fogo e fumaça na saúde da população rural e urbana esteja subestimado, uma vez que grande parte dos problemas respiratórios, principalmente na Amazônia rural, tende a ser tratada em domicílio.

## 4. MAPEAMENTO E MONITORAMENTO DE EVENTOS DE FOGO: PASSADO, PRESENTE E TENDÊNCIAS

O monitoramento rotineiro de fogo ativo na Amazônia iniciou-se nos meados de 1980 no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), em São José dos Campos, Brasil. Em julho de 1985, imagens com 1 km de resolução foram obtidas do Radiômetro Avançado de Alta Resolução (AVHRR) a bordo do satélite NOAA-9 e processadas com o objetivo de fornecer informações sobre tempo e

nuvens para o Experimento da Camada Limite na Amazônia (ABLE 2A), um trabalho conjunto da NASA-INPE. Inesperadamente, as imagens mostraram inúmeras grandes queimadas com colunas de fumaça espalhadas por centenas de quilômetros sobre áreas cobertas por florestas primárias. O experimento ABLE 2A forneceu a base para a interpretação das espécies químicas medidas [Andreae et al., 1988] e também os casos iniciais para o desenvolvimento de técnicas de detecção e identificação de fogo ativo no canal espectral de 4- $\mu$ m. O INPE então processou as imagens do AVHRR de 1987, que mostraram centenas de eventos de fogo e emissões maciças de gases e material particulado para a atmosfera [Setzer e Pereira, 1991].

Em 1989, o Sistema Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais (PREVFOGO) foi estabelecido sob a esfera do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (IBAMA). O instrumento AVHRR da série de satélites de órbita polar da Agência Nacional de Administração Oceânica e Atmosférica (NOAA) permaneceu como o provedor principal de dados para o sistema de monitoramento de fogo do INPE por quase 10 anos. Durante esse período, os dados de detecção de fogo processados pelo INPE foram passados rotineiramente ao PREVFOGO via fax. Entretanto, foi somente após o grande episódio do El Niño de 1997–1998 que os dados de fogo ativo processados pelo INPE despertaram interesse nacional. Um grande número de incêndios florestais foi detectado em várias áreas da Amazônia brasileira durante o pico dos meses do El Niño, com significativo dano florestal ao Estado de Roraima [Elvidge et al., 2001]. Como resultado, instituiu-se um programa nacional imediatamente após o episódio do El Niño de 1997–1998 como resposta do governo federal brasileiro à preocupação ambiental manifestada pelas comunidades nacional e internacional face aos danos causados pelos incêndios. Em maio de 1998, o Programa Integrado de Monitoramento, Prevenção e Controle de Desmatamento (PROARCO) foi estabelecido sob a esfera do IBAMA com apoio financeiro do Banco Mundial. O programa PROARCO foi projetado para possibilitar o uso intensivo de produtos de sensoriamento remoto por satélite e de tecnologia de sistemas de informações geográficas a fim de fornecer informações sobre focos ativos de fogo em tempo

quase real e estatísticas de monitoramento do fogo na Amazônia brasileira. As informações sobre o fogo tinham por objetivo possibilitar o apoio aos planos estratégicos regionais e a orientação das atividades de campo do PREVFOGO.

Após o estabelecimento do PROARCO, o banco de dados de sensoriamento remoto de fogo ativo foi gradativamente aperfeiçoado por meio da incorporação de sistemas adicionais de satélite em suas operações rotineiras de monitoramento de incêndios sob o controle do IBAMA (<http://dpi.inpe.br/proarco>) e INPE (<http://www.cptec.inpe.br/queimadas>). A capacidade original de monitoramento de fogo pré-El Niño baseado em um único sensor AVHRR foi rapidamente melhorada com a incorporação de dados e imagens obtidos por meio de (1) imageador a bordo do Satélite Geoestacionário Operacional Ambiental com resolução de 4 km posicionado em 75°W de longitude sobre o equador, (2) Radiômetro Espectral Imageador de Resolução Moderada (MODIS) com resolução de 1 km a bordo dos satélites de órbita polar EOS-AM (Terra) e EOS-PM (Aqua), (3) detecção noturna de imagens com resolução de 0,55 km do Programa de Satélite Meteorológico de Defesa (DMSP) usando-se dados de canais visíveis do Sensor Operacional de Varredura em Linha (OLS); (4) Sensor de Varredura no Visível e Infravermelho (VIRS) com resolução de 2,4 km a bordo do satélite de baixa inclinação orbital da Missão para a Medição de Chuva Tropical (TRMM), (5) instrumento com 3 km de resolução da Segunda Geração Europeia de Satélites Meteorológicos geoestacionários (Meteosat-9) e, por fim, (6) incorporação de dados de instrumentos adicionais do AVHRR a bordo de outros satélites NOAA em órbita polar. O uso combinado de múltiplos satélites geoestacionários e em órbita polar representou um importante passo para a redução do tempo de resposta durante emergências de fogo, ao mesmo tempo em que permitiu melhorar o delineamento da dinâmica temporal e espacial do fogo por meio da integração e comparação de múltiplas observações e produção de estatísticas de eventos de fogo em toda a bacia [Schroeder *et al.*, 2005].

Grande parte dos sistemas de imagens de sensoriamento remoto com capacidade para monitoramento de fogo depende da região espectral de 4- $\mu$ m para detectar fogo ativo. O

desempenho da detecção de fogo ativo varia, principalmente, em função da resolução espacial de um sensor e do algoritmo usado. Sensores de satélite medem o total de radiação instantânea emitida pelo fogo, o qual depende do tamanho e intensidade da área das frentes de fogo. De fato, a área real da frente de fogo em vegetação estará normalmente limitada a poucas dezenas de hectares, a qual, comparada à resolução espacial dos instrumentos descritos acima, representará apenas uma pequena fração da área projetada do pixel (elemento da imagem). Consequentemente, os dados de satélite de mais baixa resolução estarão tipicamente associados à capacidade reduzida de detecção, uma vez que áreas maiores de frentes de fogo ou, alternativamente, frentes de fogo de maior intensidade, serão necessárias para criar um sinal diferenciador a partir do dado médio espacial obtido para a área do pixel [Schroeder *et al.*, 2008b]. Neste aspecto, a maior sensibilidade a focos menores, disponível mediante observações distintas durante os períodos noturnos e diurnos a partir de instrumentos em órbita polar de resolução moderada, serve para complementar dados de observação de alta frequência com resolução espacial baixa de satélites geoestacionários. A aplicação de diferentes algoritmos de detecção possibilita também a escolha de produtos de detecção de fogo adicionais pela comunidade de usuários [Morissette *et al.*, 2005]. Apesar de ter a série temporal mais longa atualmente disponível, os dados AVHRR podem ser influenciados pelo desvio orbital sistemático dos satélites NOAA 7, NOAA 9, NOAA 11 e NOAA 14, com consequências importantes para as análises interanuais de fogo [Csizsar *et al.*, 2003]. Atualmente, dados do AVHRR/NOAA 12 e TRMM proveem dois dos mais longos registros contínuos de dados de fogo disponíveis da Amazônia (aproximadamente 10 anos de aquisição de dados), produzidos sistematicamente por um único instrumento de satélite e algoritmo. Apesar de sua série mais curta de registro de dados de fogo ativo para a Amazônia, o instrumento MODIS fornece, rotineiramente, imagens com alta precisão de navegação que podem ser úteis em análises espaciais mais refinadas [Wolfe *et al.*, 2002].

Apesar do número razoável de produtos disponíveis sobre a Amazônia brasileira, muito pouca informação encontra-se disponível para

caracterizar os eventos individuais de fogo descritos pelos produtos de detecção de fogo ativo. Limitações de sensores comumente associadas aos baixos níveis de saturação dificultam a estimativa de parâmetros importantes, tais como a temperatura e extensão do fogo numa fração significativa dos eventos mapeados. Entretanto, produtos alternativos podem ser usados para ajudar a caracterizar a extensão da queimada em uma localidade específica além das limitações inerentes associadas aos dados de fogo ativo. Esses produtos complementares incluem o mapeamento de área queimada [Barbosa et al., 1999; Grégoire et al., 2003; Roy et al., 2002; Simon et al., 2004] e estimativas da potência radiativa do fogo [Kaufman et al., 1996; Wooster et al., 2005]. O mapeamento de área queimada derivado do MODIS é o primeiro produto em escala global, devidamente avaliado e publicado, a ser incorporado à cadeia de processamento rotineiro de produtos da superfície da terra de uma importante missão de satélite. Embora a avaliação preliminar de seu desempenho inclua parte da Amazônia [Roy et al., 2005], pesquisas adicionais são ainda necessárias para caracterizar inteiramente o potencial das aplicações para o monitoramento do fogo na região. Estimativas da potência radiativa do fogo representam outra aplicação relativamente recente na área de sensoriamento remoto. Estudos anteriores demonstraram sua eficiência na quantificação de taxas de combustão de biomassa do fogo em vegetação as quais, por sua vez, podem ser usadas para derivar estimativas de emissões gasosas a partir da queima [Kauffman et al., 1996; Wooster, 2002; Wooster et al., 2003]. A aplicação de estimativas de potência radiativa do fogo para derivar a energia radiante emitida pelo fogo [ou energia radiativa do fogo (FRE)] depende da frequência das observações (com objetivos de integração) às quais os instrumentos geoestacionários são bem adequados. Entretanto, a resolução espacial baixa e o problema de saturação da maior parte dos instrumentos imageadores a bordo de plataformas geoestacionárias, além do problema de cobertura por nuvens, pode ainda dificultar a derivação completa de estimativas FRE em muitos casos [Roberts et al., 2005].

Sistemas futuros de sensoriamento remoto com capacidade de monitoramento de fogo ativo

incluem duas novas séries de satélites geoestacionários e em órbita polar, que deverão possibilitar o imageamento rotineiro da Amazônia nas duas próximas décadas. O Sistema Nacional de Satélite Ambiental Operacional em Órbita Polar (NPOESS) irá substituir a série de sensores AVHRR com resoluções radiométrica, espectral e espacial melhoradas. Estima-se que a configuração orbital proposta do NPOESS irá produzir três aquisições de imagens diurnas com horários de travessia no Equador às 09H30, 13H30 e 17H30. A expectativa é de que o primeiro instrumento NPOESS esteja operacional em 2011. A Série-R de Satélites Operacionais Ambientais Geoestacionários, planejada para ser lançada em 2015, irá substituir a série atual de imageadores GOES. O GOES-R deverá fornecer dados espectrais, espaciais e resolução temporal melhorados, tornando-se uma ferramenta importante para o monitoramento da atividade de fogo em toda a Amazônia, em frequências de observação muito altas (tipicamente  $\leq 15$  minutos para cobertura total do hemisfério). Outra nova tendência em sensoriamento remoto trata do conceito de missões de satélites pequenos destinados a mapear um número menor de parâmetros (ver Briess et al. [2003] para exemplo de uma missão de satélite pequeno dedicada à detecção de fogo ativo). Sua maior vantagem é o custo reduzido relativamente a outras plataformas multimissão, além de satisfazerem às necessidades específicas de uma única medição (ex., questões de amostragem espacial e espectral).

##### 5. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL, VARIABILIDADE INTERANUAL E TAXAS DE MUDANÇA

Conforme descrito nas seções anteriores, a distribuição espacial de fogo em vegetação na Amazônia brasileira está fortemente associada à presença humana e às condições biofísicas regionais. Mapas de satélite da atividade do fogo em vegetação mostram que aproximadamente 40% da região estão sob influência de fogo (Quadro 1). O fogo em vegetação concentra-se principalmente em áreas ao sul e a leste da bacia, incluindo-se os Estados de Rondônia e Mato Grosso (ao sul) e Tocantins, Maranhão, e leste do Pará (a leste) (Tabela 1). Nessas áreas, a infraestrutura melhorada, em particular a rede de estradas, serve para promover o processo

acelerado de conversão e uso mais intensivo da terra, onde os incêndios desempenham um papel significativo [Laurance et al., 2001; Nepstad et al.,

2001; Alencar et al., 2004; Arima et al., 2007; Sorrensen, 2004] (Ver também Figura 3).

**Tabela 1:** Distribuição da fração das detecções de focos de calor em grade com células de 0.05° x 0.05° (a partir do Quadro 1) da Amazônia brasileira e seus nove estados.

Embora o fogo pareça estar amplamente distribuído no espaço, em especial em áreas tais como os Estados do Tocantins e Maranhão, a análise da frequência de sua incidência mostra a existência de padrões espaciais mais complexos (Quadro 1). Esses padrões são uma função do tipo de aplicação envolvida no uso do fogo e que, portanto, irão refletir as características associadas às duas categorias principais descritas acima, a saber, o fogo de conversão e de manutenção. O fogo de conversão usualmente relaciona-se a episódios de queima de longa duração e de alta intensidade como resultado de quantidades maiores de combustíveis, e sua distribuição no espaço tenderá a formar um contínuo de áreas em expansão gradativa que segue os padrões de desmatamento (ver seção 5). O fogo de manutenção, entretanto, tenderá a ser associado a episódios de queima mais curtos e de menor intensidade, tipicamente espalhados em espaços que seguem a configuração da paisagem rural. Essas considerações tornam a detecção do fogo de conversão por sistemas de imageamento via sensoriamento remoto mais plausíveis, criando, portanto, agrupamentos nos quais a frequência de fogo é alta nas áreas onde a conversão da floresta persiste por dois ou mais anos. Em condições livres de nuvens, é possível detectar fogo sob céu aberto (ex. conversão ou manutenção) em pequenas áreas equivalentes a 0,1 ha usando-se sistemas de

imageamento via satélite com resolução baixa [Prins et al. 1988]. Entretanto, em queimadas de baixa intensidade no sub-bosque, grande parte da energia radiante emitida pelo fogo é interceptada pelo dossel, o que impede, portanto, a detecção por sistemas de imageamento no infravermelho. Um enfoque alternativo para mapeamento de fogo sob o dossel, baseado na aplicação de imageamento noturno de fontes emissoras de luz visível, foi utilizado em parte do Estado de Roraima para mapear a extensa queimada de sub-bosque durante o episódio do El Niño de 1997–1998 [Elvidge et al., 2001]. Todavia, a quantificação anual de fogo ativo no sub-bosque em toda a bacia, que possa ser comparada às detecções a céu aberto, ainda precisa ser determinada. Outros estudos complementares têm utilizado técnicas de detecção de mudanças e índices espectrais aplicados a dados de satélite de resolução moderada e alta para o monitoramento de áreas afetadas por fogo no sub-bosque [Alencar et al., 2006; Shimabukuro et al., 2006; Souza et al., 2005]. Essas técnicas concentram-se nos efeitos do fogo no sub-bosque (ex. mortalidade de árvore) em oposição à radiação emitida por fogo instantâneo para derivar estimativas de atividade de queima em áreas de dossel fechado e corte seletivo. Consequentemente, somente as áreas onde o dano no dossel é perceptível podem ser representadas por esses métodos.

**Quadro 1.**(a) Áreas com atividade potencial de fogo conforme mapeamento diurno e noturno com dados do AVHRR/NOAA 12, GOES 08 e 12, e MODIS/Terra e Aqua durante 2003–2006 (4.15 milhões de focos de calor processados). Observações de focos de calor de todos os três produtos de fogo foram agregadas usando uma grade de 0.05° x 0.05°. Áreas de alta confiabilidade estão definidas como as localidades para as quais todos os três sensores (isto é, AVHRR, imageador GOES e MODIS) produziram detecções de focos de calor durante o período de tempo acima, enquanto que as áreas de confiabilidade média e baixa tiveram dois ou um sensor produzindo detecções de focos de calor, respectivamente. Áreas de baixa confiabilidade são particularmente observáveis em todo o Estado do Amazonas e estão geralmente associadas com baixo nível de detecções descritas pelo produto de fogo do GOES. (b) Mapa da frequência de detecção de fogo ativo derivado das passagens diurnas e noturnas do MODIS/Terra e Aqua durante 2003 – 2006. Os dados foram agregados usando-se uma grade de 0.025° x 0.025° e depois reamostrados em grade de 0.05° x 0.05° usando-se critério de valor máximo. O esquema de cor representa o número de anos com detecção observada de focos de calor dentro de cada grade com célula de 0.05° x 0.05°. A distribuição de reservas indígenas e as unidades de conservação estaduais e federais (dispostas em uma única camada) está mostrada no Quadro 1b.

O clima regional da Amazônia é outro fator importante que pode influenciar a distribuição espacial e temporal do fogo na região. As condições biofísicas médias da Amazônia frequentemente representam uma barreira natural para o desenvolvimento do fogo em vegetação [Uhl e Kauffman, 1990]. As temperaturas permanecem estáveis por todo o ano, a precipitação média anual excede 2000 mm na maior parte da região, e o número médio de dias consecutivos sem chuva durante a estação seca é relativamente pequeno [Avalá et al., 2002; da Rocha et al., 2004]. Esses fatores têm um impacto direto nas atividades humanas na região (ex. limitam o fluxo de tráfego durante a estação chuvosa) e, conseqüentemente, no uso do fogo. O manejo da terra por meio do fogo torna-se então temporariamente limitado e tende a seguir o início da estação seca por toda a bacia. Ao longo da zona de transição que separa as florestas tropicais perenes da vegetação tipo cerrado, o contraste entre as estações seca e chuvosa torna-se mais pronunciado e os períodos sem chuva podem chegar a mais de 4 meses. Sob tais condições, a distribuição temporal do uso do fogo pode também ser influenciada por fatores sociais, econômicos e políticos, os quais irão ajudar a determinar, em escala local ou regional, o tempo preciso do uso do fogo durante o período da estação seca. Nesse tipo de ambiente pode se originar um padrão regional mais estratificado (ex., área central do Estado de Mato Grosso; Quadro 2).

A mudança da cobertura da terra e a atividade de fogo podem variar em função de incentivos econômicos promovidos por conexões com o mercado nacional e internacional [Fernside, 2001; Brown et al., 2005; Nepstad et al., 2006b]. Por exemplo, o aumento contínuo do preço de mercado da soja observado durante o período de 2001–2004 foi seguido por um aumento equivalente da área total plantada na Amazônia [Morton et al., 2006] e, como consequência, uma escalada das taxas anuais de desmatamento e também do número de detecções de fogo. O aumento do uso do fogo para derrubada durante o período de 2001–2004 refletiu-se no número crescente de detecções sobre áreas de floresta densa no mesmo período (Figura 1). A grande variabilidade interanual da atividade de fogo na Amazônia pode também estar associada a eventos climáticos extremos. Eventos tais como o El Niño e

o aquecimento recente do Atlântico Norte tropical em 2005 [Marengo et al., 2008] são propensos a aumentar a inflamabilidade da floresta como consequência das condições severas de seca que podem se desenvolver em partes da região. O aumento da inflamabilidade da floresta associada a um risco mais alto de fogo sem controle frequentemente conduz à propagação de incêndios florestais que afetam áreas significativamente maiores [Van der Werf et al., 2004; Alencar et al., 2006; Brown et al., 2006; Nepstad et al., 1999a]. Produtos de fogo ativo derivados de satélite normalmente mostram fortes picos que destoam da média anual da atividade de fogo que estão associadas a tais anomalias climáticas de grande escala (Figura 1).

Algumas das alternativas mais recentes desenvolvidas para a contenção do aumento da atividade do fogo na Amazônia brasileira estão associadas à adoção de políticas públicas específicas, incluindo-se a proibição temporária de queimadas, maior rigor da aplicação da lei, e criação de novas áreas de conservação. A proibição de queimadas foi primeiramente proposta pelo Estado do Mato Grosso em 2001 e seguida por outras regiões em anos subsequentes. Ela é usada como mecanismo preventivo limitador da queima no pico da estação seca e como resposta emergencial quando se quer a rápida redução da atividade do fogo. A aplicação bem sucedida da moratória da queima depende da eficácia na aplicação da lei e do engajamento da comunidade. A criação de novas áreas de conservação também depende da eficácia da aplicação da lei e da administração de parques e, em alguns casos, as áreas estabelecidas podem não resistir às ameaças do corte e fogo [Ferreira et al. 1999; Laurence e Williamson, 2001; Pedlowski et al., 2005]. A pressão continua crescendo ao longo das unidades de conservação onde as florestas no entorno estão sendo dizimadas (ver exemplos no Quadro 1).

## 6. RELAÇÕES NUMÉRICAS E ESPACIAIS COM TAXAS DE DESMATAMENTO

Conforme descrito acima, o fogo em vegetação e as atividades de desmatamento na Amazônia estão intimamente relacionados. Entretanto, a relação numérica entre a contagem de focos de calor derivada de satélite e as estimativas

**Quadro 2.** Mapa do mês de pico de detecção de focos de calor conforme observado pelo MODIS/Terra e Aqua, AVHRR-NOAA 12 e GOES 08, e 12 imagens diurnas e noturnas de 2003–2006 (4,15 milhões de focos de calor processados). Os dados foram agregados usando uma grade de 0.05° x 0.05°. Apenas as células contendo detecções de focos de calor produzidas por dois ou mais sensores (células com confiabilidade média e alta do Quadro 1a) estão representadas no mapa.

**Figura 1.** (a) Estatística do resumo do produto de fogo diurno e noturno do MODIS/Terra durante 2001–2005. (linha pontilhada) Variação interanual de focos de calor como totais e (barras verticais) como distribuição da porcentagem anual usando Campos Contínuos de Vegetação (VCF) em intervalos uniformes. (asteriscos) Fração média da cobertura de nuvem em toda a bacia derivada do MODIS/Terra mostra pouca variação interanual (<4%). (b) (linha pontilhada) Número anual de focos de calor detectados pelo instrumento TRMM/VIRS sobre a Amazônia brasileira. Barras verticais descrevem focos de calor detectados nos Estados de Roraima e Acre, os quais foram severamente afetados pelo El Niño de 1997–1998 e o aquecimento das águas tropicais do Atlântico Norte de 2005, respectivamente.

**Figura 2.** Estimativas de desmatamento (PRODES) e detecção de focos de calor pelo AVHRR/NOAA 12 no Estado de Mato Grosso durante 1994–1995.

**Figura 3.** Focos de calor detectados pelo instrumento TRMM/VIRS e incrementos de desmatamento mapeados com instrumento do mapeador temático Landsat (ETM+) durante 1999–2000 e 2004–2005 em um segmento de 260 km da BR-163 próximo a Novo Progresso, Estado do Pará. Valores representam a distribuição da porcentagem usando áreas tampão (*buffers*) de 10 km de largura a partir da rodovia.

especialmente coincidentes de desmatamento permanecem, em qualquer escala espacial, sem solução em sua grande parte. Entre os principais fatores que limitam a nossa capacidade de estabelecer uma relação mais precisa entre contagens de focos de calor e áreas de desmatamento estão os seguintes:

1. Fogo em vegetação possui natureza altamente dinâmica. Mudanças constantes na extensão do fogo e temperatura limitam nossa habilidade de derivar uma propriedade média do fogo.
2. O modo de aquisição de imagem não é contínuo. Imagens de satélite são usualmente obtidas em intervalos que variam de 15 minutos a 12 horas para satélites geoestacionários e em órbita polar, respectivamente.
3. Limitações do processo de imageamento envolvidas. Nuvens opticamente espessas podem obstruir o fogo e dificultar sua detecção [Schroeder *et al.*, 2008a].
4. Formas de queima e variações do tipo de fogo. A ampla variabilidade das estruturas de vegetação e quantidades de combustível que caracterizam a Amazônia influenciam diretamente a detecção de fogo [Schroeder *et al.*, 2005].

Em razão dos fatores limitantes acima, é muito provável que uma fração significativa do fogo ativo

tenha somente algumas observações feitas pela maior parte dos produtos de satélite durante todo o ciclo de vida do evento de queima. Consequentemente, em geral é difícil derivar a relação entre a área total desmatada e o número de focos de calor detectado em uma dada localidade. No entanto, a distribuição espacial e a concentração de focos de calor tendem a seguir a tendência mostrada pelas taxas de desmatamento (Figura 2). A Figura 3 mostra a porcentagem de distribuição de focos de calor detectada ao longo do segmento da rodovia BR-163 próximo a Novo Progresso no Estado do Pará. Estatísticas de detecção de fogo referentes a dois períodos distintos (1999–2000 e 2004–2005) foram derivadas usando-se sete áreas tampão (*buffers*) transversais de 10 km ao longo do eixo principal da rodovia. A sub-região de 70 km a partir do eixo principal representa um dos trechos mais intactos de floresta encontrado nas imediações da rodovia BR-163 durante esse período. Fatores tais como as condições de tráfego reduzidas, especialmente na estação chuvosa, e a maior distância aos portos e mercados têm limitado a expansão das atividades humanas nessas regiões em comparação com outras áreas. Para efeitos de comparação, a porcentagem correspondente da distribuição do incremento anual de desmatamento derivada de imagens de alta resolução do Mapeador Temático Landsat (ETM+) também é mostrada na Figura 3. O fogo e o desmatamento mostram padrões muito similares nos dois períodos

analisados, com mudanças equivalentes na distribuição espacial ao longo do tempo. O mais importante na Figura 3 é o avanço do desmatamento e o uso do fogo a partir da rodovia e entranhamento em direção às áreas de floresta, o que sugere a intrusão de atividades humanas em áreas anteriormente não perturbadas. Taxas absolutas de desmatamento aumentaram três vezes no período analisado de cinco anos, enquanto os focos de calor aumentaram cinco vezes. É importante notar que produtos para a detecção de fogo ativo baseados em métodos contextuais, tais como o usado na Figura 3, podem ser afetados por erros de comissão, que podem reforçar a relação com o desmatamento (ver *Giglio et al.*, [1999] para discussão de diferentes tipos de métodos de detecção de fogo). Esses erros podem ser observados em sítios desmatados circundados por florestas relativamente homogêneas como resultado do alto contraste termal entre as duas áreas, o que induz a uma detecção falsa [*Schroeder et al.*, 2008b]. Apesar da considerável conformidade entre os dois diferentes conjuntos de dados na Figura 3, a medida de correlação que descreve episódios individuais (i.e., a relação entre o número de focos de calor detectados e a área em hectares do polígono de sobreposição de desmatamento) permanece baixa ( $r^2 = 0,54$  usando-se dados de 2004).

Um longo debate tem se estabelecido sobre a relação entre rodovias, desmatamento e uso do fogo na Amazônia [ver, por exemplo, *Nepstad et al.*, 2001; *Laurence et al.*, 2001; *Silveira*, 2001; *Câmara et al.*, 2005]. As rodovias facilitam o acesso a diferentes áreas remotas e, portanto, servem para promover a expansão do uso da terra onde o desmatamento e fogo desempenham um papel significativo. Entretanto, sua importância em relação a outras forças, tais como mercados regionais e globais, está ainda sujeita a grandes controvérsias. No entanto, conforme mostrado na Figura 3, o desmatamento e fogo estão particularmente concentrados ao longo de importantes corredores rodoviários na região. Projeções futuras de transformação da floresta e fogo serão influenciadas por hipóteses incorporadas aos modelos, as quais frequentemente induzem a importantes diferenças nas previsões produzidas. O estabelecimento de retroalimentação positiva entre desmatamento e fogo talvez seja o aspecto mais importante que

ajuda a explicar o padrão frequentemente observado de aumento da degradação florestal ao longo de importantes corredores rodoviários. Considerando que a ocupação humana na Amazônia irá continuar nas próximas décadas, é muito provável que o desmatamento e fogo tornem-se fenômenos ainda mais frequentes na região à medida que a fragmentação aumenta. Muitos estudos de modelagem sugeriram importantes mudanças biogeofísicas induzidas por corte e fogo que podem, em última análise, conduzir a uma substituição gradativa da floresta por vegetação similar à savana, à medida que as condições mais secas e mais quentes prevaleçam [*Nobre et al.*, 1991; *Henderson-Sellers et al.*, 1993; *Hoffmann et al.*, 2003b].

## 7. CONCLUSÃO

Conforme apresentado em todo este capítulo, o fogo em vegetação na Amazônia é muito diverso em natureza, com distribuição espacial e temporal altamente heterogênea. O fogo é uma ferramenta rápida e barata, atualmente usada por milhões de proprietários de terra na região para a conversão de florestas em áreas de produção de safra e pastagem, e para o manejo posterior da terra. Consequentemente, o fogo é fortemente influenciado pela presença humana na região. O amplo uso do fogo na Amazônia produz importantes impactos em vários processos biofísicos e climáticos, que se estendem da escala de paisagem até a global. A intrusão do fogo em áreas anteriormente não perturbadas pode também desencadear importantes mecanismos de retroalimentação que por sua vez podem desestabilizar o frágil ambiente das florestas tropicais.

Um grande avanço da conscientização sobre a extensão da queima de biomassa e seus efeitos associados em toda a Amazônia ocorreu em 1985, quando as primeiras evidências do amplo uso do fogo na região foram notadas. O mapeamento do fogo e a capacidade de monitoramento têm sido significativamente melhorados desde então, evoluindo desde imagens de monitoramento individuais do AVHRR nos anos 1980 a mais de uma dúzia de plataformas orbitais que coletam diariamente mais de uma centena de imagens. Entretanto, as escalas espaciais em que ocorre o

fogo ativo (normalmente na ordem de poucas dezenas de hectares) e o grau de variabilidade das propriedades do fogo em função do tempo ainda apresentam desafios significativos para a caracterização completa dos diferentes regimes de fogo na Amazônia. No entanto, apesar de suas limitações em termos de resolução espacial e características radiométricas e espectrais, que frequentemente impedem estimativas de parâmetros relativos ao fogo, tais como temperatura e área afetada, o conjunto atual de instrumentos disponíveis para o monitoramento do fogo ativo tem fornecido importantes informações para delinear os aspectos regionais da ocorrência de fogo na Amazônia.

Cientistas sociais desenvolveram um bom conhecimento das principais causas e consequências econômicas e sociais do fogo na Amazônia. Biólogos e ecologistas agora entendem os efeitos do fogo no ecossistema florestal amazônico e estão aptos a delinear vários processos de retroalimentação que emergem das associações complexas entre o fogo e a dinâmica da vegetação. Do mesmo modo, climatologistas têm descrito, com sucesso, os impactos do fogo na dinâmica climática regional e global, fornecendo resultados inovadores que exaltam a importância do uso indiscriminado do fogo nos trópicos.

Os métodos de pesquisa futura deverão integrar múltiplos conjuntos de dados a fim de propiciar novas possibilidades de conhecimento avançado sobre a dinâmica do uso do fogo nos trópicos. Modelos acoplados sobre homem-clima são então necessários para avaliar as implicações do fogo em vegetação para as sociedades regionais e o clima global, bem como para ajudar a delinear as múltiplas trocas e os processos que impulsionam as interações entre a sociedade e o meio-ambiente.

*Agradecimentos.* Gostaríamos de expressar nossos agradecimentos aos cientistas altamente capacitados e dedicados que estudam o fogo em vegetação na Amazônia, juntamente com vários grupos locais que, direta ou indiretamente, contribuíram para o material discutido neste capítulo. Os conjuntos de dados de produtos sobre detecção de fogo ativo do AVHRR, GOES e MODIS usados neste capítulo foram gentilmente cedidos pelo INPE, Universidade de Wisconsin, Madison, e pela NASA, respectivamente. O financiamento

desta pesquisa foi disponibilizado pelos seguintes projetos de pesquisa do LBA-ECO da NASA: CD-11, LC-14, LC-02, LC-23, LC-24, LC-36, LC-35, LC-37, e TG-03, projeto NASA NNG06GD96A, projeto Milênio LBA-2 (CNPq 420199/2005-5), e pelo Earth and Space Science Fellowship Program da NASA.

## REFERÊNCIAS

- Alencar, A., D. Nepstad, E. Silva, F. Brown, P. Lefebvre, E. Mendosa, D. Almeida, and O. Carvalho Jr. (1997), O uso do fogo na Amazônia: Estudos de caso ao longo do arco de desmatamento, World Bank, Brasília, Brazil.
- Alencar, A., L. Solorzano, and D. Nepstad (2004), Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian landscape, *Ecological Application*, 14 (4), S139-S149.
- Alencar, A., D. Nepstad, and M. C. Vera Diaz (2006), Forest understory fire in the Brazilian Amazon in Enso and non-Enso years: Area burned and committed carbon eEmissions, *Earth Interactions*, 10, (6), EI150, doi:10.1175/EI150.1.
- Alvalá, R. C. S., R. Gielow, H. R da Rocha, H. C. Freitas, J. M. Lopes, A. O. Manzi, C. Von Randow, M. A. F. Silva Dias, O. M. R. Cabral, and M. J. Waterloo (2002), Intradial and seasonal variability of soil temperature, heat flux, soil moisture content, and thermal properties under forest and pasture in Rondônia, *Journal of Geophysical Research*, 107, doi: 10.1029/2001JD000599.
- Andreae, M. O., E. V. Browell, G. L. Gregory, R. C. Harris, G. F. Hill, G. W. Sachse, R. W. Talbot, M. Garstang, D. J. Jacob, and A. L. Torres (1988), Biomass-burning emissions and associated haze layers over Amazonia. *Journal of Geophysical Research*, 93, 1509-1527.
- Andreae, M. O., D. Rosenfeld, P. Artaxo, A. A. Costa, G. P. Frank, K. M. Longo, and M. A. F. Silva Dias (2004), Smoking rain clouds over the Amazon, *Science*, 303, 1337-1342.
- Arima, E., C. S. Simmons, R. Walker, and M. A. Cochrane (2007), Fire in the Brazilian Amazon: A spatially explicit model for policy impact analysis, *Journal of Regional Sciences*, 43 (3), 541-567.
- Artaxo, P., L. V. Gatti, A. M. C. Leal, K. M. Longo, S. R. Freitas, L. L. Lara, T. M. Pauliquevis, A. S.

- Procopio, and L. V. Rizzo (2005), Atmospheric chemistry in Amazonia: The forest and the biomass burning emissions controlling the composition of the Amazonian atmosphere, *Acta Amazônica*, 35 (2), 185-196.
- Barbosa, R. I., and P. M. Fearnside (1999), Incêndios na Amazônia Brasileira: Estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento "El Niño" (1997/1998), *Acta Amazonica*, 29 (4), 513-534.
- Barbosa, P.M., J-M. Grégoire, and J. M. C. Pereira (1999), An algorithm for extracting burned areas from time series of AVHRR GAC data applied at a continental scale, *Remote Sensing of Environment*, 69, 253-263.
- Barlow, J., T. Haugaasen, and C.A. Peres (2002), Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests, *Biological Conservation*, 105 (1), 157-169.
- Barlow, J., C. A. Peres, B. O. Langan, and T. Haugaasen (2003), Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. *Ecology Letters*, 6 (1), 6-8.
- Barlow, J., and C. A. Peres (2004a), Ecological responses to El Niño-induced fires in central Amazonia: Management implications for flammable tropical forests, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 359, 367-380.
- Barlow, J., C. A. Peres (2004b), Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests, *Ecological Applications*, 14 (5), 1358-1373.
- Barlow, J., and C. A. Peres (2006), Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest, *Biodiversity and Conservation*, 15 (3), 985-1012.
- Betts, R. A., P. M. Cox, M. Collins, P. P. Harris, C. Huntingford, and C. D. Jones (2004), The role of ecosystem-atmosphere interactions in simulated Amazonian precipitation decrease and forest dieback under global climate warming, *Theoretical and Applied Climatology*, 78 (1-3), 157-175.
- Briess, K., H. Jahn, E. Lorenz, D. Oertel, W. Skrbek, and B. Zhukov (2003), Fire recognition potential of the Bi-spectral InfraRed Detection (BIRD) satellite, *International Journal of Remote Sensing*, 24, 865-872.
- Brown, J.C., M. Koeppe, B. Coles, and K.P. Price (2005), Soybean production and conversion of tropical forest in the Brazilian Amazon: The case of Vilhena, Rondônia, *Ambio*, 34 (6), 462-469.
- Brown, I. F., W. Schroeder, A. Setzer, M. L. R. Maldonado, N. Pantoja, A. Duarte, and J. Marengo (2006), Monitoring fires in Southwestern Amazonia rain forests, *Eos Transactions AGU*, 87(26), 253.
- Bruner, A.G., R. E. Gullison, R. E. Rice, and G.A.B da Fonseca (2001), Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity, *Science*, 291, 125-128.
- Buschbacher, R., C. Uhl, and E. A. Serrão (1988), Abandoned pastures in Eastern Amazonia. II. Nutrient stocks in the soil and vegetation, *Journal of Ecology*, 76, 682-699.
- Câmara, G., A. P. Dutra-Aguiar, M. I. Escada, S. Amaral, T. Carneiro, A. M. V. Monteiro, R. Araújo, I. Vieira, and B. Becker (2005), Amazonian deforestation models, *Science*, 307,1043-1044.
- Carvalho Jr., O., and D. Nepstad (2000), Forest fire: Impacts on plant biomass and mammals populations in eastern Amazon. First LBA Scientific Conference, June 26-30, Belém, Brazil.
- Chambers, J. Q., and W. L. Silver (2004), Some aspects of ecophysiological and biogeochemical responses of tropical forests to atmospheric change, *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 359, 463-476.
- Chazdon, R. L. (2003), Tropical forest recovery: Legacies of human impact and natural disturbances, *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6 (1), 51-71.
- Cochrane, M. A. (2001), Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests, *Conservation Biology*, 15 (6), 1515-1521.
- Cochrane, M. A. (2003), Fire science for rainforests, *Nature*, 421, 913-919.
- Cochrane, M., and W. F. Laurance (2002), Fire as a large-scale edge effect in Amazonia forests, *Journal of Tropical Ecology*, 18, 311-325.
- Cochrane, M. A., and M. D. Schulze (1998), Forest fires in the Brazilian Amazon, *Conservation Biology*, 12 (5), 948-950.

- Cochrane, M. A., and M. D. Schulze (1999), Fire as a recurrent event in tropical forests of the Eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition, *Biotropica*, 31 (1), 2-16.
- Cochrane, M., A. Alencar, M. Schulze, C. Souza Jr, D. C. Nepstad, P. Lefebvre, and E. Davidson (1999), Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forest, *Science*, 284, 1837-1841.
- Cowling, S. A., and Y. Shin (2006), Simulated ecosystem threshold responses to covarying temperature, precipitation and atmospheric CO<sub>2</sub> within a region of Amazonia, *Global Ecology and Biogeography*, 15, 553-566.
- Cox, P. M., R. A. Betts, M. Collins, P. P. Harris, C. Huntingford, and C. D. Jones (2004), Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century, *Theoretical and Applied Climatology*, 78, 137-156
- Csiszar, I., A. Abuelgasim, Z. Li, J. Jin, R. Fraser, and W.-M. Hao (2003), Interannual changes of active fire detectability in North America from long-term records of the advanced very high resolution radiometer, *J. Geophys. Res.*, 108(D2), 4075, doi:10.1029/2001JD001373.
- da Rocha, H.R., M. L. Goulden, S. D. Miller, M. C. Menton, L. D. V. O. Pinto, H. C. de Freitas, and A. M. Silva Figueira (2004), Seasonality of water and heat fluxes over a tropical forest in eastern Amazonia, *Ecological Applications*, 14 (4), S22-S32.
- Davidson, E., and P. Artaxo (2004), Globally significant changes in biological processes of the Amazon basin: Results of the Large-Scale Biosphere-Atmosphere Experiment, *Global Change Biology*, 10, 519-529.
- Elvidge, C.D., V. R. Robson, K. E. Baugh, J. B. Dietz, Y. E. Shimabukuro, T. Krug, E. M. Novo, and F.R. Echavarría (2001), DMSP-OLS estimation of tropical forest area impacted by surface fires in Roraima, Brazil: 1995 versus 1998, *Int. J. of Remote Sens.*, 22, 2661-2673.
- Fearnside, P. M. (1997), Greenhouse gases emissions from deforestation in Amazonia: net committed emissions, *Climatic Change*, 35, 321-360.
- Fearnside, P.M. (2001), Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil, *Environmental Conservation*, 28 (1), 23-38.
- Ferreira, L. V., R. M. L. de Sá, R. Buschbacher, G. Batmanian, B. R. Bensuran, and K. L. Costa (1999), Areas protegidas ou espaços ameaçados?, World Wide Fund or Nature, Brasília.
- Friend, A. D., A. K. Stevens, R. G. Knox, and M. G. R. Cannell (1997), A process-based, terrestrial biosphere model of ecosystem dynamics (Hybrid V. 3.0), *Ecological Modelling*, 95, 249-287.
- Gascon, C., G.B. Williamson, and G.A.B. da Fonseca (2000), Receding forest edges and vanishing reserves, *Science*, 288 (5470), 1356-1358.
- Gerwing, J. J. (2002), Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon, *Forest Ecology and Management*, 157, 131-141.
- Giglio, L., J. D. Kendall, and C. Justice (1999), Evaluation of global fire detection algorithms using simulated AVHRR infrared data, *International Journal of Remote Sensing*, 20 (10), 1947-1985.
- Goldammer, J. G. (1990), *Fire in tropical biota: Ecosystem processes and global challenges*, 497pp, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York.
- Goudsblom, J. (1992), *Fire and Civilization*, 256pp, Allen Lane, The Penguin Press, New York.
- Grégoire, J. -M., K. Tansey, and J. M. N. Silva (2003), The GBA-2000 initiative: Developing a global burned area database from SPOT VEGETATION imagery, *International Journal of Remote Sensing*, 24, 1369-1376.
- Haugaasen, T., J. Barlow, and C. A. Peres (2003), Surface wildfires in central Amazonia: short-term impact on forest structure and carbon loss, *Forest Ecology and Management*, 179, 321-331.
- Henderson-Sellers, A., R.E. Dickinson, T. B. Durbidge, P. J. Kennedy, K. McGuffie, and A. J. Pitman (1993), Tropical deforestation: Modeling local- to regional-scale climate change, *Journal of Geophysical Research*, 98, 7289-7315.
- Hoffmann, W. A., B. Orthen, P. P. Kielse, and V. Do Nascimento (2003a), Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees, *Functional Ecology*, 17, 720-726.
- Hoffman, W.A., W. Schroeder, and R.B. Jackson (2003b), Regional feedbacks among fire, climate, and tropical deforestation, *Journal of*

- Geophysical Research*, 108, doi:10.1029/2003JD003494
- Holdsworth, A. R., and C. Uhl (1997), Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction, *Ecological Applications*, 7 (2), 713-725.
- Hughes, R. F., J. B. Kauffman, and D. L. Cummings (2000), Fire in the Brazilian Amazon: Dynamics of biomass, C and nutrient pools in regenerating forests, *Oecologia* 124, 574-588.
- INPE (2005). Monitoramento Da Floresta Amazônica Brasileira Por Satélite. (Available at <http://www.obt.inpe.br/>).
- Kaufman, Y., L. Remer, R. Ottmar, D. Ward, L. Rong, R. Kleidman, R., Fraser, L. Flynn, D. McDougal, and G. Shelton (1996), Relationship between remotely sensed fire intensity and rate of emission of smoke: SCAR-C experiment, in *Global biomass burning*, edited by J. Levine, pp. 685–696, MIT Press, Cambridge, MA.
- Koren, I., Y. J. Kaufman, L. A. Remer, and J. V. Martins (2004), Measurement of the effect of Amazon smoke on inhibition of cloud formation, *Science*, 303, 1342-1345.
- Laurance, W. F. (2003), Slow burn: The insidious effects of surface fires on tropical forests, *TRENDS in Ecology and Evolution*, 18 (5), 209 - 212.
- Laurance, W.F., and G.B. Williamson (2001), Positive feedbacks among forest fragmentation, drought and climate change in the Amazon, *Conservation Biology*, 15 (6), 1529-1535.
- Laurance, W. F., M. A. Cochrane, S. Bergen, P. M. Fearnside, P. Delamônica, C. Barber, S. D'Angelo, and T. Fernandes (2001), The future of the Brazilian Amazon, *Science*, 291, 438-439.
- Marengo, J. A., Nobre, C. A., Tomasella, J., Oyama, M. D., de Oliveira, G. S., de Oliveira, R., Camargo, H., Alves, L. M., and Brown, I. F., The drought of Amazonia in 2005, *Journal of Climate*, 21, 495-516.
- Meggers, B. J. (1994), Archeological evidence for the impact of mega-Niño Events of Amazonia During the Past Two Millennia, *Climatic Change*, 28, 321-338.
- Mendonça, M. J. C., M. C. Vera-Diaz, D. Nepstad, R. Seroa da Motta, A. Alencar, J. C. Gomes, and R. A. Ortiz (2004), The economic cost of the use of fire in the Amazon, *Ecological Economics*, 49, 89- 105.
- Moran, E., E. S. Brondizio, J. M. Tucker, M. C. Silva-Forsberg, S. McCracken, and I. Falesi (2000), Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazônia, *Forest Ecology and Management*, 139, 93-108.
- Moran, E., R. Adams, B. Bakoyéma, S. Fiorini, and B. Boucek (2006), Human strategies for coping with El Niño related drought in Amazônia, *Climatic Change*, 77, 343-361.
- Morisette, J.T., L. Giglio, I. Csiszar, A. Setzer, W. Schroeder, D. Morton, and C. Justice (2005), Validation of MODIS active fire detection products derived from two algorithms, *Earth Interac.*, 9,(9), E1141, doi: 10.1175/EI1141.1. .
- Morton, D. C., R. S. DeFries, Y. E. Shimabukuro, L. O. Anderson, E. Arai, F. del bon Espirito-Santo, R. Freitas, R. Freitas, and J. Morisette (2006), Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon, *Proceedings of the National Academy of Science*, 103 (39), 14, 637-14, 641.
- Nelson, B. W. (2001), Fogo em florestas da Amazônia central em 1997, Proceedings of the X Brazilian Remote Sensing Symposium 21-26 April, Foz do Iguacu, Brazil, 21-16 April.
- Nemani, R. R., C. D. Keeling, H. Hashimoto, W. M. Jolly, C. J. Tucker, R. B. Myneni, and S. W. Running (2003), Climate driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999, *Science*, 300, 1560-1563.
- Nepstad, D. C., C. R. Carvalho, E. A. Davidson, P. Jipp, P. Lefebvre, G. H. Negreiros, E. D. d. Silva, T. Stone, S. Trumbore, and S. Vieira (1994), The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures, *Nature*, 372, 666-669.
- Nepstad, D. C., P. Jipp, P. R. d. S. Moutinho, G. H. D. Negreiros, and S. Vieira (1995), Forest recovery following pasture abandonment in Amazonia: Canopy seasonality, fire resistance and ants, *Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems*, edited by D. Rapport et al., pp. 333-349, Springer-Verlag, New York.
- Nepstad, D. C., A. Veríssimo, A. Alencar, C. Nobre, E. Lima, P. Lefebvre, P. Schlesinger, C. Potter, P. Moutinho, E. Mendonza, M. Cochrane, and V. Brooks (1999a), Large scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire, *Nature*, 398, 505-508.
- Nepstad, D. C., A. G. Moreira, and A. Alencar (1999b), Flames in the rainforest: Origins,

- impacts and alternatives to Amazonian fires. The Pilot Program to Conserve of the Brazilian Rainforest, World Bank, Brasilia, Brazil.
- Nepstad, D., G. Carvalho, A. C. Barros, A. Alencar, J. P. Capobianco, J. Bishop, P. Moutinho, P. Lefebvre, U. L. Silva Jr, and E. Prins (2001), Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests, *Forest Ecology and Management*, 154, 395-407.
- Nepstad, D., P. Lefebvre, U. Lopes da Silva, J. Tomasella, P. Schlesinger, L. Solórzano, P. Moutinho, D. Ray, and J. Guerreira Benito (2004), Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: A basin-wide analysis, *Global Change Biology*, 10 (5), 704-717.
- Nepstad, D., S. Schwartzman, B. Bamberger, M. Santilli, D. Ray, P. Schlesinger, P. Lefebvre, A. Alencar, E. Prinz, G. Fiske, and A. Rolla (2006a), Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands, *Conservation Biology*, 20 (1), 65-73.
- Nepstad, D., C.M. Stickler, and O. T. Almeida (2006b), Globalization of the Amazon soy and beef industries: Opportunities for conservation. *Conservation Biology*, 20 (6), 1595-1603.
- Nobre, C. A., P. J. Sellers, and J. Shukla (1991), Amazonian deforestation and regional climate change, *Journal of Climate*, 4, 957-988.
- Pedlowski, M. A., E. A. T. Matricardi, D. Skole, S. R. Cameron, W. Chomentowski, C. Fernandes, and A. Lisboa (2005), Conservation units: A new deforestation frontier in the Amazonian state of Rondonia, Brazil, *Environmental Conservation*, 32 (2), 149-155.
- Penner, J. E., R. E. Dickinson, and C. A. O'Neill (1992), Effects of aerosol from biomass burning on the global radiation budget, *Science*, 256 (5062), 1432-1434.
- Peres, C. A., J. Barlow, and T. Haugaasen (2003), Vertebrate responses to surface fires in a Central Amazonian forest, *Oryx*, 37, 97-109.
- Potter, C., V. Brooks-Genovese, S. Klooster, and A. Torregrosa (2002), Biomass burning emissions of reactive gases estimated from satellite data analysis and ecosystem modeling for the Brazilian Amazon region, *Journal of Geophysical Research*, 107 (20), 1-10.
- Prins, E. M., J.M. Feltz, W. P. Menzel, and D. E. Ward (1998), An overview of GOES-8 diurnal fire and smoke results for SCAR-B and 1995 fire season in South America, *Journal of Geophysical Research*, 103 (D24), 31, 821-31, 835.
- Ramos-Neto, M. B., and V. R. Pivello (2000), Lightning fires in a Brazilian savanna national park: Rethinking management strategies, *Environmental Management*, 26 (6): 675-684.
- Ray, D., D. Nepstad, and P. Moutinho (2005), Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in forested Amazon landscape, *Ecological Applications*, 15 (5): 1664-1678.
- Roberts, G., M. J. Wooster, G. L.W. Perry, N. Drake, L.-M. Rebelo, F. Dipotso (2005), Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: Application to southern Africa using geostationary SEVIRI imagery. *Journal of Geophysical Research*, 110, D21111, doi:10.1029/2005JD006018
- Rosenfeld, D. (1999), TRMM Observed First Direct Evidence of Smoke from Forest Fires Inhibiting Rainfall. *Geophysical Research Letters*, 26, 3105-3108.
- Roy, D., P. E. Lewis, and C.O. Justice (2002), Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data - a bi-directional model-based expectation approach, *Remote Sensing of Environment*, 83, 263-286.
- Roy, D., Y. Jin, P. E. Lewis, and C. Justice (2005), Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data. *Remote Sensing of Environment*, 97, 137-162.
- Sanford, R. L., J. Saldarriaga, K. Clark, C. Uhl, and R. Herrera (1985), Amazon rain-forest fires, *Science*, 227, 53-55.
- Schroeder, W., J. T. Morissette, I. Csiszar, L. Giglio, D. Morton, and C. Justice (2005), Characterizing vegetation fire dynamics in Brazil through multisatellite data: Common trends and practical issues, *Earth Interactions*, 9, Paper 13.
- Schroeder, W., I. Csiszar, and J. Morissette (2007). Quantifying the impact of cloud obscuration on remote sensing of active fires in the Brazilian Amazon, *Remote Sensing of Environment*, doi:10.1016/j.rse.2007.05.004.
- Setzer, A.W., and M.C. Pereira (1991), Amazonia biomass burnings in 1987 and an estimate of

- their tropospheric emissions, *Ambio*, 20 (1), 19-22.
- Shanley, P., and G. Medina (2005), Frutíferas e plantas úteis na vida amazônica, Belém: CIFOR, Imazon, 300pp.
- Shimabukuro, Y.E., V. Duarte, E. Arai, R.M. de Freitas, D.M. Valeriano, I.F. Brown, M. Maldonado (2006), Fraction images derived from Terra MODIS data for mapping burned area in Acre state, Brazilian Amazonia. Paper presented at the IGARSS Annual Meeting, Denver, Colorado, July 31-August 04.
- Shukla, J., C. Nobre, and P. Sellers (1990), Amazon deforestation and climate change, *Science*, 247, 1322-1325.
- Silveira, J.P. (2001), Development of the Brazilian Amazon, *Science*, 292, 1651-1654.
- Simmons, C. S., R. T. Walker, C. H. Wood, E. Arima, and M. Cochrane (2004), Wildfires in Amazonia: A Pilot study examining the role of farming systems, social capital, and fire contagion, *Journal of Latin American Geography*, 3 (1), 81-95.
- Simon, M., S. Plummer, F. Fierens, J. J. Hoelzemann, and O. Arino (2004), Burnt area detection at global scale using ATSR-2: The GLOBSCAR products and their qualification, *Journal of Geophysical Research*, 109, D14S02, doi: 10.1029/2003JD003622.
- Sorrensen, C. (2004), Contributions of fire use study to land use/cover change framework: Understanding landscape change in agricultural frontiers, *Human Ecology*, 32 (4), 395-420.
- Souza, C. M. Jr., D. A. Roberts, and M. A. Cochrane (2005), Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires, *Remote Sens. Environ.*, 98, 329 – 343.
- Steininger, M.K. (1996), Tropical secondary forest regrowth in the Amazon: age, area, and change estimation with Thematic Mapper data, *International Journal of Remote Sensing*, 17, 9-27.
- Stott, P. (2000), Combustion in tropical biomass fires: A critical review, *Progress in Physical Geography*, 24 (3), 355-377.
- Tucker, J.M., E.S. Brondizio, and E.F. Moran (1998), Rates of forest regrowth in eastern Amazônia: a comparison of Altamira and Bragantina regions, Pará State, Brazil, *Interciencia*, 23 (2), 64-73.
- Uhl, C., and R. Buschbacher (1985), A disturbing synergism between cattle ranching burning practices and selective tree harvesting in the Eastern Amazon, *Biotropica*, 17, 265-268.
- Uhl, C., R. Buschbacher, and E.A. Serrão (1988), Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession, *Journal of Ecology*, 76, 663-681.
- Uhl, C., and J. B. Kauffman (1990), Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the Eastern Amazon, *Ecology*, 71 (2), 437-449.
- Van der Werf, G. R., J. T. Randerson, J. Collatz, L. Giglio, P. S. Kasibhatla, A. F. Arellano Jr., S. C. Olsen, and E. S. Kasischke (2004), Continental-scale partitioning of fire emissions during the 1997 to 2001 El Niño/La Niña period, *Science*, 303, 73-76.
- Walker, R., E. Moran, and L. Anselin (2000), Deforestation and cattle ranching in the Brazilian Amazon: External capital and household processes, *World Development*, 28 (4), 683-699.
- Wolfe, R. E., M. Nishihama, A. J. Fleig, J. A. Kuyper, D. P. Roy, J. C. Storey, and F. S. Patt (2002), Achieving sub-pixel geolocation accuracy in support of MODIS land science, *Remote Sensing of Environment*, 83, 31-49.
- Wooster, M. J. (2002), Small-scale experimental testing of fire radiative energy for quantifying mass combusted in natural vegetation fires, *Geophysical Research Letters*, 29 (21), 2027, doi: 10.1029/2002GL015487.
- Wooster, M. J., B. Zhukov, and D. Oertel (2003), Fire radiative energy for quantitative study of biomass burning: Derivation from the BIRD experimental satellite and comparison to MODIS fire products, *Remote Sensing of Environment*, 86, 83-107.
- Wooster, M. J., G. Roberts, G. L. W.Perry, and Y. J. Kaufman (2005), Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: FRP derivation and calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release, *Journal of Geophysical Research*, 110, D24311, doi:10.1029/2005JD006318.

Wright, S. J. (2005), Tropical forests in a changing environment, *TRENDS in Ecology and Evolution*, 30, 553-560.

Zarin, D. J., et al., (2005), Legacy of fire slows carbon accumulation in Amazonian forest regrowth, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3 (7), 365-369.

---

A. Alencar, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM, SHIN CA-5, Lote J2, Bloco J2 Salas 302/309, Brasília, DF 71503-505, Brasil. (ane@ipam.org.br)

E. Arima, Department of Environmental Studies, Hobart and William Smith Colleges, 300 Pulteney Street, Stern Hall, Geneva, NY 14456, USA. (aruma@hws.edu).

W. Schroeder, Earth Science Interdisciplinary Center, University of Maryland, 5825 University Research Court, Suite 4001, College Park, MD 20740, USA. (schroeder@hermes.geog.umd.edu).

A. Setzer, Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Av. dos Astronautas, 1758, São José dos Campos, SP 12227-010, Brasil. (asetzer@cptec.inpe.br).

*Tradução: Ivani Pereira*

*Revisão: Wilfrid Schroeder*

*Copyright © 2010 American Geophysical Union, Washington, D.C., USA. All rights reserved.*

*These materials are protected by the United States Copyright Law, International Copyright Laws and International Treaty Provisions.*

*Estes materiais são protegidos pela Lei de Direitos Autorais dos Estados Unidos, por Leis Internacionais de Direitos Autorais e Disposições de Tratados Internacionais.*

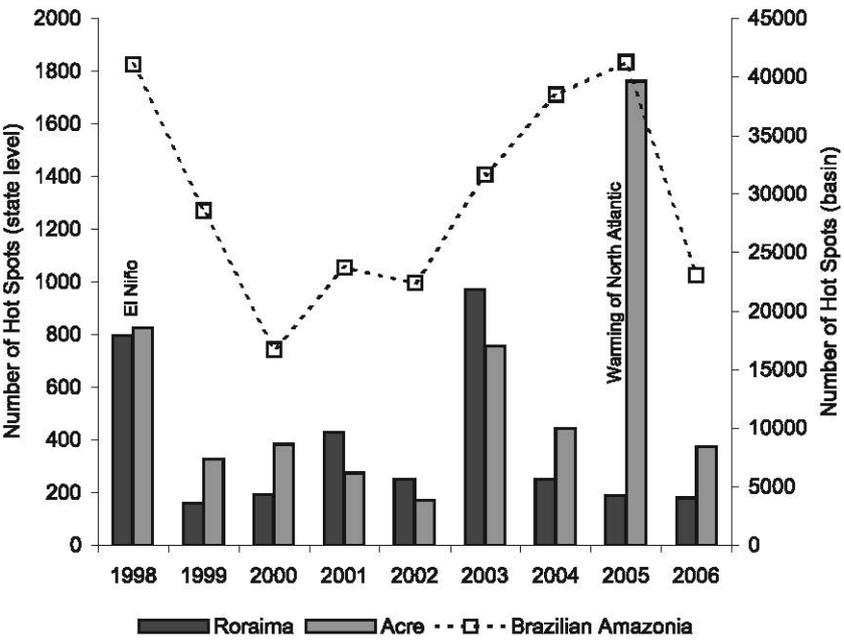
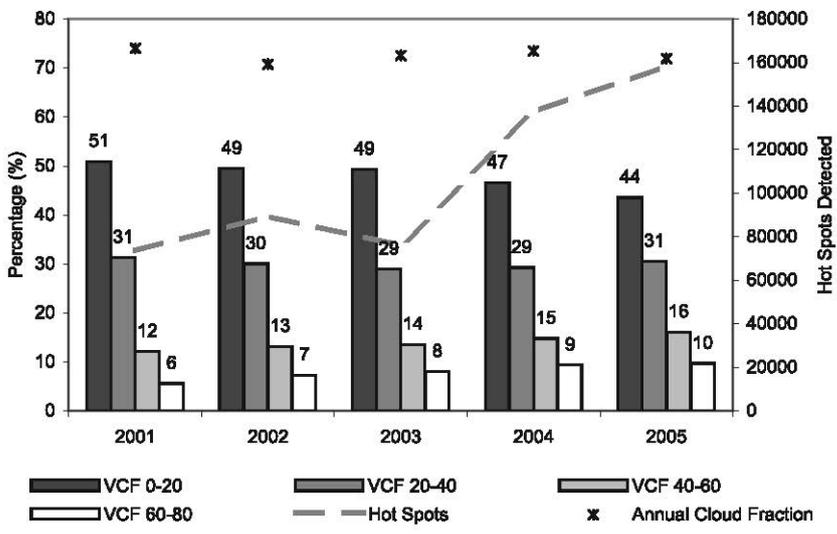


Figure 1

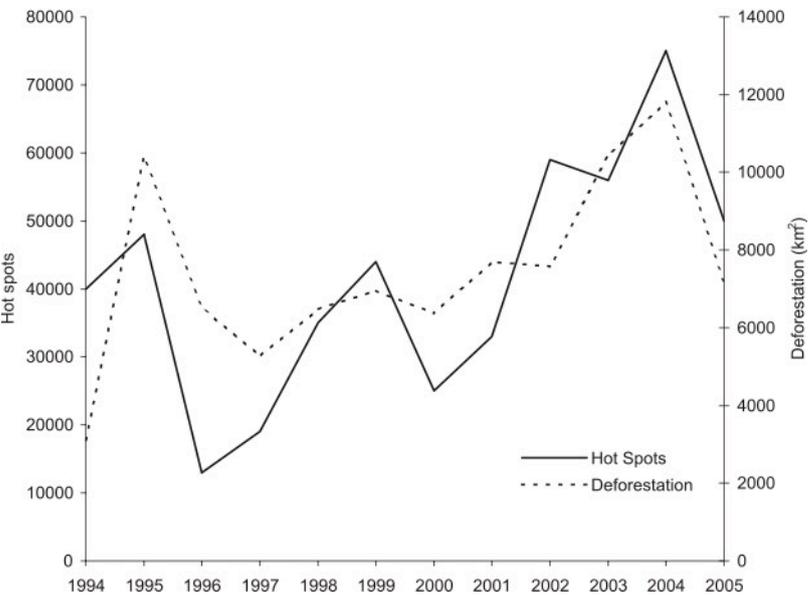


Figure 2

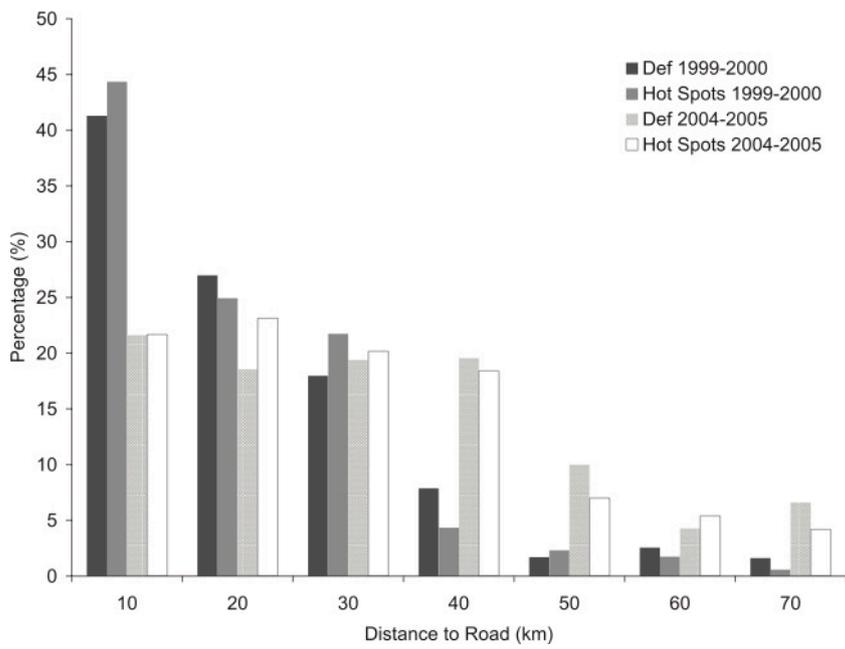


Figure 3

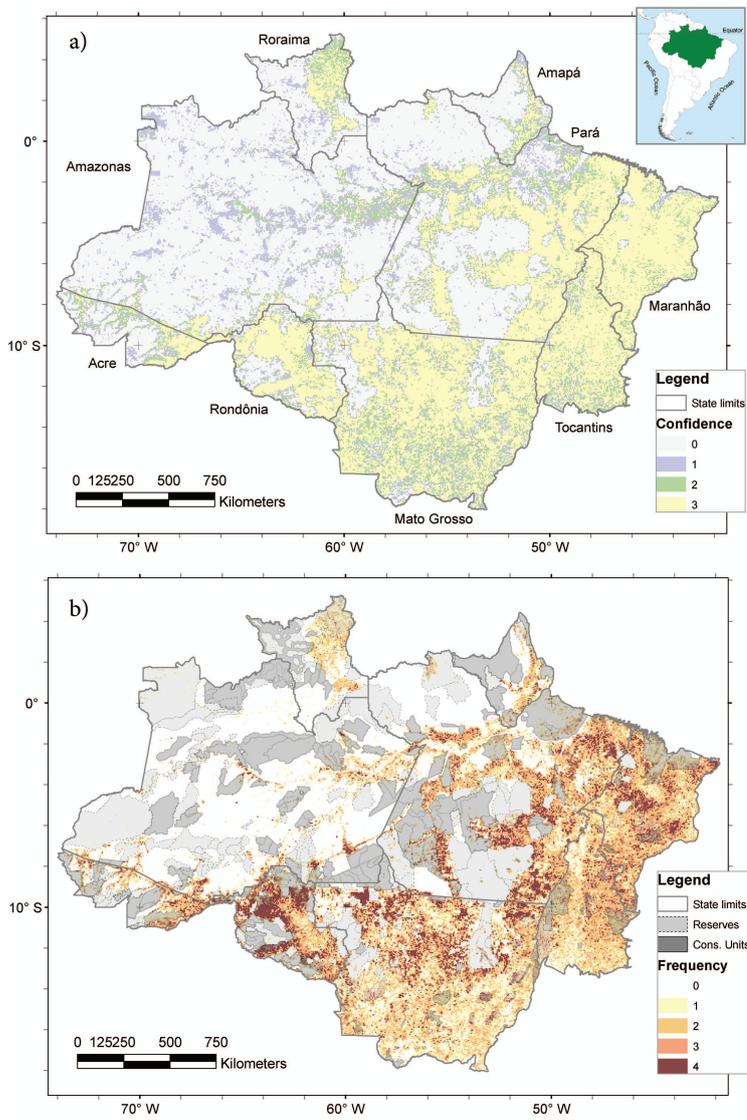
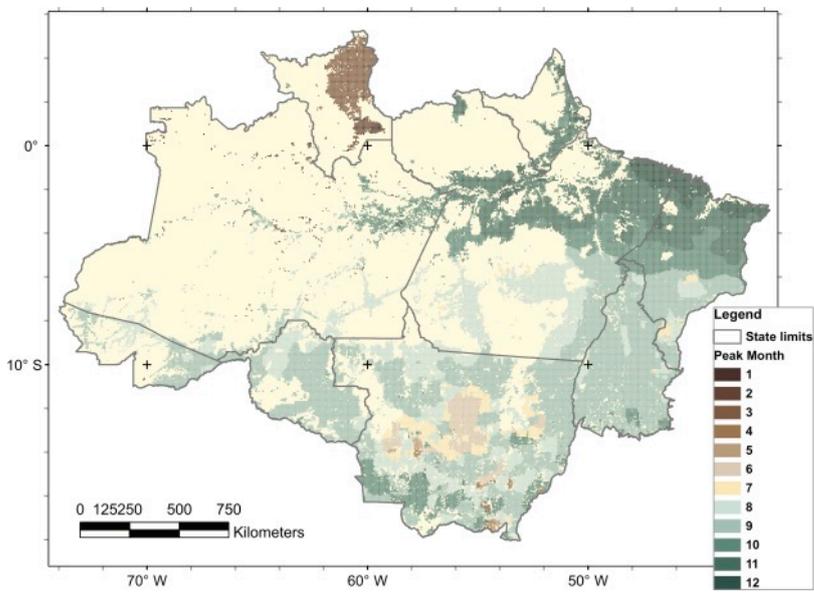


Plate 1



**Plate 2**