

Taxas de Mudança e Padrões de Desmatamento e Uso da Terra na Amazônia Brasileira

Diogenes S. Alves,¹ Douglas C. Morton,² Mateus Batistella,³
Dar A. Roberts,⁴ e Carlos Souza Jr.⁵

A investigação das taxas e padrões de mudanças no uso e cobertura da terra (LCLUC) na Amazônia é uma questão central para a pesquisa do Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA). LCLUC, juntamente com mudanças climáticas, afetam as funções biológicas, químicas e físicas da Amazônia e por isso a ligação com a mudança ambiental em escalas local, regional e global. Um número considerável de pesquisas tem focalizado a estimativa de taxas de conversão da floresta na Amazônia, principalmente com o uso de sensoriamento remoto e a avaliação de fatores que influenciam essas taxas. Além das taxas de perda de floresta, a pesquisa de LCLUC na Amazônia tem também considerado a variedade de usos agrícolas que substitui a cobertura da floresta, a degradação florestal pela atividade madeireira e fogo, e a vegetação secundária em terras previamente desmatadas.

1. INTRODUÇÃO

Investigar as taxas e os padrões de cobertura e mudanças no uso da terra (LCLUC) na Amazônia é uma questão central para a pesquisa do Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA) [Keller *et al.*, 2004] ver Plano Científico Estendido do LBA:

¹Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, Brasil.

²Goddard Space Flight Center, Greenbelt, Maryland, USA.

³Embrapa Monitoramento por Satélite, Campinas, Brasil.

⁴Department of Geography, University of California, Santa Barbara, California, USA.

⁵Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, Belém, Brasil.

http://lba.cptec.inpe.br/lba/site/?p=plano_cientifico_estendido&t=1).

A LCLUC, juntamente com as mudanças climáticas, afetam as funções biológicas, químicas e físicas da Amazônia e, por isso, a ligação com a mudança ambiental em escalas locais, regionais e globais [Keller *et al.*, 2004] (Plano Científico Estendido do LBA em http://lba.cptec.inpe.br/lba/site/?p=plano_cientifico_estendido&t=1). Um número considerável de pesquisas tem se concentrado na estimativa de taxas de conversão da floresta na Amazônia, principalmente por meio de sensoriamento remoto, e na avaliação dos fatores que influenciam essas taxas [ex., Tardin *et al.*, 1980; Fearnside *et al.*, 1990; Fearnside, 1990; Skole e Tucker, 1993; Alves, 2002; Margulis, 2004; Chambers *et al.* 2007]. Além das taxas de perda de floresta, a pesquisa em LCLUC na Amazônia tem também considerado a variedade de usos agrícolas que substitui a cobertura florestal, a degradação da floresta pela

atividade madeireira e fogo, e a vegetação secundária em terras previamente desmatadas. LCLUC na Amazônia brasileira é altamente heterogênea, tanto espacial como temporalmente, assim como as atividades de usos agrícolas que substituem a cobertura florestal [ex., *Becker, 1997; Machado, 1998; Faminow, 1998; Alves, 2002, 2007a; Morton et al., 2006*]. Para capturar essa heterogeneidade, desenvolvemos um arcabouço teórico no qual o desmatamento figura como um estágio de transição em um contínuo de uso e mudanças na cobertura da terra e seus impactos associados aos ecossistemas e paisagens da Amazônia. Referimo-nos à sequência de mudanças na cobertura da terra, de florestas maduras a usos agrícolas e abandono, como uma trajetória de uso da terra. Eventos individuais dentro de uma trajetória são descritos como transições.

A atual paisagem amazônica é uma medida integrada da história de distúrbios a partir de diferentes fases de desenvolvimento ao longo dos últimos 50 anos. Numerosos estudos têm fornecido uma história multifacetada das forças determinantes subjacentes à expansão da fronteira e ao desmatamento na região [ex. *Velho, 1976; Sawyer, 1984; Schmink e Wood, 1992; Machado, 1998; Margulis, 2004*], e não duplicaremos esses esforços aqui. Historicamente, variações nas taxas de desmatamento da floresta geralmente estavam ligadas às mudanças de acesso à região; portanto, a construção de estradas e a migração foram precursores críticos das perdas da floresta. Durante os anos de 1980 e 1990, projetos de colonização em larga escala, incentivos ao crédito e investimento crescente na região levaram a perdas anuais de floresta de 1-3 milhões de hectares [INPE, 2001, 2007] (Figura 1). Mais recentemente, forças econômicas internas e externas à Amazônia exerceram controles mais fortes sobre as taxas de desmatamento e de uso da terra pós-desmatamento, inclusive a demanda doméstica e global por carne bovina, soja e produtos madeireiros [Faminow, 1998; Andersen et al., 2002; Margulis, 2004; Veiga et al., 2004; Morton et al., 2006].

O LBA contribuiu para o desenvolvimento de métodos de sensoriamento remoto para mapear a cobertura e o uso da terra na Amazônia [Roberts et al., 2002; Hess et al., 2003; Lu et al., 2004; Anderson et al., 2005; Morton et al., 2006] e para maior entendimento dos padrões e processos de

desmatamento e de toda a dinâmica de LCLUC por meio de estudos de campo, sensoriamento remoto, modelagem e estudos relacionados [ex: *Alves, 2002; Asner et al., 2005; Soares Filho et al., 2004; Alves, 2007a*]. Estudos de LCLUC desempenham um papel central em muitos elementos da pesquisa do LBA, uma vez que a soma de recentes trabalhos em LCLUC define os padrões espaciais de cobertura da terra e a proporção relativa de floresta madura, crescimento secundário ou floresta degradada de características estruturais variáveis, terras alagáveis, pastagens naturais e plantadas e áreas de cultivo em qualquer paisagem amazônica.

Neste capítulo, apresentamos um resumo da pesquisa recente do LBA que focaliza padrões e processos de mudança da floresta em escala regional, conversão, uso da terra pós-desmatamento e o destino da terra devastada ao longo dos anos. Taxas e padrões de desmatamento são influenciados por uma gama de fatores econômicos, sociais e políticos e, onde possível, descrevemos as ligações entre esses controles e a atividade de desmatamento. Concentramo-nos na dinâmica de grande escala que liga uma variedade de processos de LCLUC; transições específicas tais como a atividade madeireira, fogo e usos agrícolas individuais também serão tratados em mais detalhes nos próximos capítulos. Começamos com um resumo de enfoques de mapeamento e monitoramento de desmatamento tanto de perda de floresta como do uso da terra pós-desmatamento. A dinâmica da perda de floresta em toda a bacia, usos agrícolas da terra e taxas de abandono da terra estão descritos subsequentemente à discussão das tendências temporais e espaciais recentes em LCLUC. Por último, examinamos o desmatamento e o uso da terra pós-desmatamento no Estado de Mato Grosso em mais detalhes para salientar as mudanças rápidas da última década nessa região e o desenvolvimento da capacidade de produção de grãos.

Figura 1. Taxas interanuais de desmatamento na Amazônia a partir de levantamentos de desmatamento do Instituto Nacional Pesquisas Espaciais (INPE) [INPE, 2001, 2007; Alves, 2007b]. (1) Taxas anuais médias do período de 1978 – 1988; estimativas de 1978 foram produzidas após reanálise parcial de imagens e mapas em tons de cinza do Landsat MSS, escala 1:500.000 por Tandin et al. [1980] para tratar inconsistências deste estudo e pesquisas recentes do INPE [Fearnside et al.,

1990]; (2) taxas médias anuais do período de 1991 – 1994. Estatísticas do período de 1987 – 2000 estão baseadas em interpretação visual de composição colorida do Landsat TM (R=vermelho, G=infravermelho próximo, B=infravermelho médio) na escala 1:250.000. Estatísticas são derivadas do processamento digital de imagens do Landsat TM de mapeamento de clareiras florestais de 6,25 e maiores.

2. CARACTERIZAÇÃO DAS VARIAÇÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS DA COBERTURA E USO DA TERRA

O mapeamento ou monitoramento das mudanças na cobertura da terra na Amazônia é desafiador. A região é muito extensa, em mudança acelerada, e frequentemente coberta por nuvens. O estudo do desmatamento e subsequente LCLUC têm, por essas razões, utilizado sensoriamento remoto por satélite e censos agrícolas periódicos para construir variações espaciais e temporais de desmatamento e usos da terra pós-desmatamento. O sensoriamento remoto tem sido também parte integrante de investigações sobre a alteração da floresta pela atividade madeireira e o fogo que frequentemente precede o desmatamento e para a caracterização da distribuição temporal e espacial do fogo antropogênico na Amazônia. Dada a vasta extensão geográfica de florestas inundadas e outras áreas alagáveis, floresta tropical e savanas (Quadro 1), as abordagens metodológicas para mapear ou monitorar LCLUC frequentemente requerem compensações na resolução temporal ou espacial [Chambers et al., 2007]. Dessa forma, o mapeamento de desmatamento baseado em dados de satélite de alta resolução apenas pode ser completado uma vez ao ano, pois a cobertura de satélite sob condições livres de nuvens é mais confiável durante os meses da estação seca [Fearnside, 1990; Asner, 2001]. O monitoramento de mudanças no manejo da terra em toda a Amazônia é possível apenas em intervalos de cinco ou dez anos a partir de dados censitários agrícolas, dado o grau de esforços requeridos para o levantamento de informações sobre fazendeiros em toda a bacia. A resolução temporal e espacial necessária para qualquer aplicação irá, portanto, influenciar a escolha de um sensor específico de satélite ou produto de dados.

Análises de sensoriamento remoto por satélite mapearam a extensão espacial de desmatamento

[ex. Fearnside et al., 1990; Fearnside, 1990; INPE, 2001; Alves, 2007b], extração seletiva [ex. Asner et al., 2005; Souza et al., 2005], floresta secundária [Roberts et al., 2002; Alves et al., 2003] e o uso da terra pós-desmatamento [ex. Moran e Brondizio, 1998; Morton et al., 2006; Lu et al., 2008]. O desmatamento em toda a região da Amazônia brasileira tem sido mapeado com dados de satélite desde os anos de 1970 [ex. Tardin et al., 1980; Fearnside et al., 1990; Fearnside, 1990; Skole e Tucker, 1993; Shimabukuro et al., 2007; Alves, 2007b]. Levantamentos anuais baseados no Landsat estimam que a área desmatada na Amazônia brasileira atingiram cerca de 70 milhões de hectares até 2005 [INPE, 2001, 2007] (Quadro 1).

Informações relativas ao tempo das atividades de derrubada da floresta surgiram recentemente com o lançamento de novos sensores SPOT-VEGETATION de resolução moderada (1998, 1,1km) e o Radiômetro Espectral Imageador de Resolução Moderada (MODIS; 2000, 2003, 250 m a 1 km). A cobertura quase diária desses instrumentos pode ser combinada para a obtenção de dados livres de nuvens em intervalos semanais ou mensais para mapeamento da mudança da cobertura da terra [ex. Carreiras et al., 2002; Souza et al., 2003; Anderson et al., 2005; Morton et al., 2005; Lu et al., 2008]. Dados de resolução moderada não são ideais para quantificar mudanças da cobertura da terra em escala fina; algoritmos de monitoramento de desmatamento somente consideram as perdas da floresta maiores do que vários pixels de resolução moderada, ou aproximadamente 25 ha [Morton et al., 2005; Shimabukuro et al., 2007]. O monitoramento de desmatamento baseado no MODIS forneceu o primeiro entendimento do período de tempo das atividades regionais de derrubada [Anderson et al., 2005; Kay, 2005; Shimabukuro et al., 2007].

Quadro 1. Áreas da Amazônia brasileira de floresta fechada (58%), vegetação de cerrado (14%), áreas alagadas e corpos d'água (9%), e desmatamento de 2005 (13%). Áreas não observadas correspondem à cobertura de nuvem (6%) de 2005 ou áreas fora dos limites da Amazônia brasileira. Fontes de dados: floresta fechada, vegetação do cerrado e desmatamento [INPE, 2007]; áreas alagáveis e corpos d'água [Hess et al., 2003].

No desmatamento recente do Estado de Mato Grosso, as atividades de derrubada da terra começaram em 93% das áreas desmatadas antes do início das condições da estação seca [Kay, 2005]. As derrubadas iniciadas na estação chuvosa em média foram de três a cinco vezes a extensão das áreas desmatadas durante a estação seca, o que indica que a derrubada mecanizada pode ser menos dependente das condições climáticas do que se pensava anteriormente [Kay, 2005]. Dados do DETER, sistema operacional de monitoramento de desmatamento desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo, Brasil [Shimabukuro *et al.*, 2007], mostram que o período de ocorrência do desmatamento diferiu significativamente entre 2005 e 2006.

Quadro 2. (a) Regiões com predomínio de áreas de desmatamento florestal de vários tamanhos durante 1991 – 1997 [após Alves, 2002]. As categorias representam a área desmatada que corresponde a 50% ou mais do total de área desmatada no período; a área descrita compreende as células 1/4° que acumularam os primeiros 95% na curva Lorenz mostrada na Figura 3 [após Alves, 2002]. (b) o mesmo para o Quadro 2^a, mas para 2000 – 2005.

Em 2005, a derrubada da floresta em Mato Grosso foi quase dividida igualmente entre setembro e abril (47%) e entre maio e agosto (53%), o que sugere um forte componente de desmatamento na estação chuvosa (novembro e abril, 31%). Em 2006, menos de 20% de todo o desmatamento foi identificado antes de maio. O menor desmatamento na estação chuvosa em 2006 foi consistente com reduções das extensas atividades de desmatamento mecanizado em comparação com os últimos anos.

Quadro 3. Padrões contrastantes de fragmentação florestal e cobertura da terra em duas regiões de Rondônia. Floresta secundária antiga parece ser abundante em uma área da parte noroeste do estado. Dentro de uma região de assentamento antigo próxima à cidade de Jaru, o desmatamento elimina grande parte da cobertura floresta entre 1986 e 2003. Cada imagem tem 21 km de largura.

Dados censitários de agricultura são uma fonte rica de informações regionais sobre produção agrícola, decisões sobre manejo da terra, ecossistemas relacionados e impactos econômicos. No período de 1970 a 1985, foram realizados

censos a cada cinco anos; depois desse período, foi realizado um único levantamento (1995/1996), e um novo censo estava em andamento em 2007. Dados censitários em geral estão disponíveis em escala municipal; entretanto, devido às frequentes subdivisões de grandes municipalidades, o estabelecimento de uma unidade de análise consistente para rastrear as mudanças em todo o período de 1970 – 1996 requereria unidades muito extensas e heterogêneas, as quais, em alguns casos, incluiriam estados inteiros (ver, por exemplo, <http://www.ipeadata.gov.br>). Da mesma forma, questões metodológicas de mudanças nas categorias de dados ou do período de coleta de dados e as dificuldades relativas à logística da coleta de dados na Amazônia tornam ainda mais complicadas as comparações entre censos. Apesar desses obstáculos, os censos agrícolas constituem o levantamento mais completo da produção agrícola, inclusive de áreas sob diferentes categorias de uso da terra, produção de safra e insumos agrícolas, o que permite análises detalhadas de aspectos sociais, econômicos e ambientais da agricultura na Amazônia e a comparação da região com outras partes do Brasil. Durante o LBA, pesquisa baseada em dados de censos agrícolas avaliaram o conjunto de efeitos negativos e positivos do desmatamento na Amazônia [Andersen *et al.*, 2002] e a dinâmica do abandono da terra e intensificação do uso da terra durante esse período [Alves, 2007a]. Avanços metodológicos na fusão de dados de satélite e censitários capturaram o detalhamento espacial e as informações de manejo correspondentes em ambos os tipos de dados para estudos da mudança da cobertura da terra e cenários futuros de paisagem [Cardille e Foley, 2003; Morton *et al.*, 2009].

3. COBERTURA DA TERRA E MUDANÇA DO USO DA TERRA: PADRÕES E TRAJETÓRIAS NA AMAZÔNIA

A mesma trajetória de LCLUC pode resultar de diferentes conjuntos de transições, dependendo do tipo de distúrbio inicial da floresta e do número de usos anteriores da terra (Fig. 2). Por exemplo, a trajetória da pastagem para floresta pode ocorrer diretamente, se a floresta madura for derrubada para o plantio de gramíneas, ou indiretamente, se as pastagens forem estabelecidas em seguida à

extração seletiva ou cultivo. O possível trajeto da transição da floresta para outros usos da terra depende do estágio de ocupação da fronteira e das condições do terreno, como a distância a assentamentos existentes e rodovias [Alves, 2002], solos e topografia [ex. Machado, 1998], propriedade da terra, recursos familiares e condições de mercado para produtos agrícolas específicos ou florestais [Batistella et al., 2003; Battistella e Moran, 2005]. Esses fatores influenciam as probabilidades de transições individuais dentro desse diagrama numa variedade de escalas espaciais; a extensão espacial da atividade madeireira e desmatamento foram quase equivalentes durante o período de 2000 a 2002; entretanto, florestas com atividade de extração madeireira num raio de 25 km das principais rodovias mostraram probabilidade mais alta de serem desmatadas do que áreas não afetadas pela essa atividade [Asner et al., 2006].

Dados censitários de 1970 a 1995 mostram várias tendências chave nas trajetórias de LCLUC durante a expansão da fronteira agrícola. Durante esse período, a maior parte da terra desmatada foi convertida em pastagem para criação de gado. A importância relativa de cultivos temporários foi relativamente estável na maior parte da Amazônia, exceto em Mato Grosso (Tabela 1). A contribuição da pecuária amazônica para a totalidade do rebanho brasileiro aumentou de 8% para 23%, impulsionada tanto pelo aumento da área de pastagem quanto pela duplicação das taxas médias de gado por hectare.

As trajetórias de longo prazo de uso da terra em uma dada região podem estar associadas aos diferentes processos de uso da terra e a fatores socioeconômicos. Por exemplo, os ciclos de abandono da terra podem estar ligados à mudança de cultivo ou rotação da terra em fazendas estabelecidas; áreas de cultivo podem fazer rotação com pastagens quando os preços de grãos estão baixos. Embora não mostrados na Figura 2, o agroflorestamento, reflorestamento, expansão urbana e outros tipos de uso da terra podem também substituir pastagens ou áreas de cultivo. Além disso, algumas trajetórias de uso da terra podem ser influenciadas por uma combinação de fatores, como a degradação da floresta pela extração seletiva e fogo [Nepstad et al., 1999] o que, fundamentalmente, altera a estrutura da floresta e o valor da terra.

Transições características de LCLUC geram padrões únicos de perda de floresta. Diferentes regimes agrícolas, inclusive o tamanho da fazenda, a arquitetura de projetos de assentamento e diferentes estratégias de produção e manejo da terra podem levar a expressões diversas da mesma trajetória nos padrões da paisagem. A composição e configuração das paisagens produzidas têm importantes consequências no funcionamento dos sistemas biofísicos na Amazônia e podem ajudar a orientar discussões sobre cenários plausíveis de desenvolvimento para a região. Nos limites de várias fronteiras agrícolas mais antigas, atividades de desmatamento concentradas nas adjacências de rodovias principais e projetos de colonização [Machado, 1998; Alves, 2002] produziram paisagens dominadas por pastagens e áreas de cultivo. A magnitude da derrubada da floresta para agricultura nessas áreas frequentemente excede os limites prescritos pelo Código Florestal Brasileiro [Alves et al., 2003; Alves, 2007b]

As seções seguintes apresentam revisões dos avanços para o entendimento da evolução dos padrões de paisagens e trajetórias de LCLUC de longo prazo, dominantes na Amazônia.

Figura 2. (a) Diagrama mostrando as transições mais comuns entre classes de uso/cobertura da terra durante o LBA. Distúrbios florestais iniciais ocorrem por meio de corte raso (linha sólida), fogo (tracejada) e atividade madeireira (pontilhada). Transições subsequentes entre pastagem, área de cultivo, floresta secundária e tipos de cobertura de floresta degradada mostram a diversidade de caminhos possíveis para qual trajetória de uso da terra. (b) Probabilidades de transição para usos da terra pós-desmatamento no Estado de Mato Grosso durante 2000 – 2005 para floresta, floresta secundária e desmatamentos de bosques do cerrado >25 ha. Eventos de pequenos desmatamentos (<25 ha, não mostrados) em Mato Grosso representam 15% de todo o desmatamento. Porcentagens referem-se à fração de área desmatada convertida para usos específicos [Morton et al., 2006, 2007a].

3.1. Padrões de Paisagem de Conversão de Floresta

O desmatamento na Amazônia tem substituído a floresta por uma paisagem fragmentada de áreas agrícolas e de pastagem, deixando poucas áreas remanescentes de floresta onde há maior concentração de desmatamento. A extensão total

do desmatamento na Amazônia até 2005, descrita no Quadro 1, fornece uma primeira aproximação de importantes padrões regionais de perda de floresta. As principais redes de rodovias e rios são contornadas pelos desenhos do desmatamento histórico e áreas de velhas fronteiras a leste do Estado do Pará, Mato Grosso e Rondônia têm maiores perdas de floresta do que as fronteiras mais recentes da parte central dos Estados do Pará, Acre ou Amazonas. Condições específicas do terreno, inclusive a qualidade do solo ou topografia, podem ainda influenciar tanto a localização da derrubada da floresta quanto os usos da terra pós-derrubada, de tal modo que os padrões de desmatamento e uso da terra são localmente consistentes.

Os padrões espaciais resultantes da conversão da floresta podem diferir substancialmente através da bacia em função da extensão da derrubada (Quadro 2). O desmatamento entre 1991 e 1997 ocorreu com extensas derrubadas na parte central do Estado de Mato Grosso e no leste do Estado do Pará, e pequenas derrubadas em regiões com densidades mais altas de projetos de assentamento no Pará e Rondônia. De modo geral, grandes derrubadas em fazendas maiores contribuíram para as maiores frações do total de desmatamento (Figura 3) [Alves, 2002]. Durante 2000 – 2005, os padrões de extensão do desmatamento mostram uma distribuição bimodal, com regiões dominadas ou por desmatamentos muito extensos (>1000 ha, 25% das células) ou muito pequenos (>50 ha, 51% das células). Derrubadas muito extensas no centro do Estado do Pará, ao sul do Amazonas e centro de Roraima sugerem que essas regiões recentemente foram expostas ao mesmo grau de capital e tecnologia encontrado anteriormente apenas em áreas mais antigas de fronteira.

Os padrões de conversão de floresta em escala local refletem uma heterogeneidade adicional que vai além da extensão da derrubada (Quadro 3). Em 1986, a região central de Rondônia, próxima a Jaru, já se encontrava altamente perturbada, constituída de parcelas quase equivalentes à floresta primária e pastagem, com pastagem concentrada ao longo de rodovias oficiais em intervalos de 4 km. Em 2003, faixas lineares de floresta observadas em 1986 tinham sido reduzidas a pequenos fragmentos de floresta, muitos dos quais com menos de 1 km de largura. Pequenas porções de

floresta secundária mapeadas em 2003 ocorreram exclusivamente ao longo de margens de fragmentos

Figura 3. Curva de Lorenz da taxa de desmatamento de 1991 – 1997, calculada para células 1/4° e curvas de acompanhamento cumulativo da área de desmatamentos florestais de dois tamanhos diferentes no mesmo período [após Alves, 2002].

florestais que nunca tinham sido derrubados, o que sugere que as extremidades da floresta estão assumindo a marcação espectral de floresta secundária na ausência de qualquer clareira. Padrões em uma região nas proximidades do município de Ariquemes diferem significativamente, com trechos extensos de floresta madura tanto em 1986 quanto em 2003, nenhum padrão “espinha de peixe” a partir de rodovias dispostas uniformemente, e algumas grandes porções de floresta secundária que chegam a 18 anos. Diferenças nos padrões de fragmentação refletem diferenças na arquitetura de projetos de assentamento e colonização, enquanto que a permanência de floresta secundária no noroeste provavelmente se deva à maior quantidade de chuva e solos mais pobres nessa região.

3.2. Degradação da Floresta pela Atividade Madeireira

A extração seletiva é um dos agentes mais importantes de degradação florestal e da mudança da cobertura da terra na Amazônia. A atividade madeireira raramente é praticada de modo sustentável. De fato, apenas 1.248 ha de florestas maduras foram cortados seguindo os padrões do Conselho de Manejo Florestal (FSC) na Amazônia em 2003 [Lentini et al., 2005].

A extensa rede de estradas secundárias construídas por madeireiros e com capital obtido por proprietários de terra com a venda de madeira ajudaram a acelerar o processo de desflorestamento próximo a centros de serrarias [Uhl et al., 1991; Veríssimo et al., 1992]. Práticas não manejadas de extração levam à degradação da floresta em razão dos danos causados à estrutura florestal e alteração da composição de espécies

[ver *Asner et al.*, neste volume]. Usando técnicas de sensoriamento remoto, *Asner et al.* [2005] estimaram que a área anual afetada pela extração madeireira foi de 12.000 – 19.000 km² entre 2000 e 2002, o equivalente à taxa média anual de desmatamento durante esse período de 18.000 ± 29000 km [INPE, 2007]. A extração madeireira e desmatamento não são mutuamente exclusivos; uma média de 16% florestas com atividade madeireira é derrubada no primeiro ano após operações de extração e 33% são desmatados em 4 anos de atividade madeireira [*Asner et al.*, 2006]. Danos ao dossel e a clareira resultantes de operações de extração madeireira aumentam a probabilidade de danos por fogo em áreas derrubadas pela extração [*Nepstad et al.*, 1999], embora a extensão de floresta derrubada e queimada em toda a região amazônica não tenha sido estimada.

3.3. Conversão de Floresta em Pastagem

De acordo com dados censitários, a pastagem tem sido o uso da terra mais comum na Amazônia (Tabela 1). Processos típicos de estabelecimento de pastagem na Amazônia incluem a conversão direta da floresta à pastagem ou uma trajetória mais longa de conversão, começando com uma fase inicial de cultivos anuais antes do estabelecimento da pastagem após alguns anos [ex. *Millikan*, 1992]. Após o estabelecimento, a produtividade da pastagem permanece geralmente alta durante cinco a sete anos, antes do declínio devido às mudanças na fertilidade e pH do solo, resultando em decréscimo progressivo na qualidade da forragem e aumento da invasão de ervas daninhas [*Buschbacher*, 1986; *Serrão e Toledo*, 1990].

À medida que a qualidade da pastagem se degrada, ela pode ser revigorada por meio de repetidos ciclos de queimada, aplicação de fertilizantes e ressemeadura, ou por abandono para sucessão secundária. O espaço de tempo que uma pastagem permanece produtiva é altamente dependente das práticas de manejo da pastagem, clima local e qualidade do solo [*Serrão e Toledo*, 1990; *Moran*, 1993; *Dias Filho et al.*, 2000; *Numata et al.*, 2007]. Por exemplo, as pastagens estabelecidas em Alfissolos ou Ultissolos em Rondônia, que recebem níveis moderados de precipitação, podem permanecer produtivas por

bem mais de 20 anos, enquanto as pastagens estabelecidas em Oxissolos ou em condições áridas ou mais úmidas mostram evidências de degradação no início e taxas mais elevadas de abandono [*Numata et al.*, 2007].

A pecuária permanece como o uso dominante da terra na Amazônia (Tabela 1), depois de mudanças importantes durante as últimas décadas. *Faminow* [1998] argumenta que uma causa fundamental do crescimento do rebanho bovino foi a expansão considerável da demanda regional associada ao crescimento urbano. Em revisão sobre as muitas motivações para a criação de gado e intensificação do uso de pastagem, *Andersen et al.* [2002] e *Margulis* [2004] concluíram que a criação de gado tornou-se lucrativa, independentemente de subsídios, dado o crescimento da demanda urbana e aumento de produtividade. *Veiga et al.* [2004] observaram uma variedade de cadeias de mercado estimulada por demandas locais e mercados fora da Amazônia. As taxas mais elevadas de rebanho bovino são mais comumente encontradas nas áreas mais desmatadas, o que sugere uma transição para a intensificação do uso de pastagem [*Alves*, 2007a]. Juntos, esses fatores ajudam a explicar o predomínio continuado de pastagens nas trajetórias de uso da terra nas paisagens amazônicas.

3.4. Conversão de Floresta em Áreas de Cultivo

No contexto de LCLUC, classificamos a conversão da floresta em área de cultivo, de acordo com as trajetórias mais comuns de uso da terra nas décadas recentes. As áreas de cultivo podem ocorrer diretamente após o desmatamento ou surgir como parte de um ciclo de rotação com florestas secundárias ou pastagem. A conversão direta de floresta à área de cultivo ocorre tanto em pequena escala [ex. *Moran e Brondizio*, 1998] como em cultivo de grande escala [*Morton et al.*, 2006]. Além dos cultivos de subsistência, pequenos fazendeiros podem também investir em outras culturas para mercados locais ou nacionais [*Moran e Brondizio*, 1998; *Costa*, 2007]. A conversão de floresta para plantio de soja, milho ou outra produção de grãos segue o recente desenvolvimento das variedades de cultura especificamente adaptadas aos solos e clima de algumas regiões amazônicas [*Warnken*, 1999;

Jepson, 2006]. A dinâmica de conversão da floresta para produção mecanizada de safra em Mato Grosso acha-se discutida em mais detalhes na seção 4.1.

A natureza dos sistemas de rotação entre cultivos, floresta ou pastagem depende da extensão da fazenda e condições de mercado. Nas pequenas fazendas, as áreas de cultivo são usadas até que os nutrientes do solo se esgotem, quando são então abandonadas por vários anos para que a vegetação da floresta possa acumular nutrientes. A duração das rotações de pousio em sistema de “derruba-e-queima” depende da taxa de recuperação da floresta e extensão da fazenda [Denich et al., 2004]. Em fazendas maiores, as condições de mercado da carne bovina ou de grãos podem determinar os padrões interanuais de uso de pastagem e cultivo, ou a frequência dos ciclos de pousio.

A área de cultivo tanto pode ser um precursor à consolidação da terra para criação de gado quanto um ponto final em si mesma, independentemente da extensão da fazenda. Dados censitários sugerem que na Amazônia as áreas de cultivo estabelecidas nas fases originais de colonização foram amplamente substituídas pela agropecuária à medida que mais áreas de floresta eram convertidas [Alves, 2007a]. Entretanto, a expansão recente da produção do cultivo mecanizado foi gerada por novos desmatamentos, derrubada do cerrado, e transição de pastagem para áreas de cultivo [Morton et al., 2006]. A diversidade de trajetórias de transição – tipos de cultura, tamanhos da fazenda na Amazônia – destacam a variabilidade espacial e temporal das áreas de cultivo na paisagem.

A dinâmica do desmatamento no Estado de Mato Grosso representa um caso particular de interesse, em razão das condições sociodemográficas, econômicas e bioclimáticas específicas, o que sugere o estabelecimento de um novo sistema de uso da terra, diferente de outros, predominantes em outras partes da Amazônia. Mato Grosso teve a taxa mais elevada de desmatamento entre 1995 a 2005, respondendo por 33% a 43% do aumento anual de desmatamento na Amazônia brasileira [INPE, 2007]. As altas taxas de perda da floresta resultaram de grandes extensões de desmatamento [Alves, 2002; Morton et al., 2006; Ferreira et al., 2007] (Quadro 2 e Figura 3); estima-

se que grandes proprietários (≥ 1.000 ha) possuíam 84% e 82% de toda a propriedade privada em todo o Estado, de acordo com os censos agrícolas de 1985 e 1996, respectivamente [IBGE, 1996]. Embora o desmatamento esteja associado a uma variedade de influências, os fatores econômicos têm sido amplamente atribuídos ao crédito e às oportunidades econômicas para as operações de criação extensiva de gado e produção de safras como a soja, e ainda às diferenças inter-regionais de preços da terra [Fearnside, 2001; Andersen et al., 2002; Margulis, 2004; Morton et al., 2006].

O desmatamento em Mato Grosso é altamente mecanizado em comparação com outros Estados. Dois tratores, ligados a uma forte corrente, são usados para derrubar as árvores na floresta de transição. Mesmo em florestas de estatura mais alta, a maquinaria pesada é usada para manejar árvores derrubadas manualmente. O empilhamento e a queima da vegetação florestal reduzem a floresta a solo nu em questão de meses. Diferentemente de estimativas anteriores de perdas de carbono por desmatamento, onde 20% de biomassa é queimada e o remanescente decomposto entre 10 e 30 anos [Fearnside et al., 1993; Houghton et al., 2000], as práticas mecanizadas de derrubada de floresta podem resultar na queima quase completa da biomassa de madeira sobre o solo e raízes [Morton et al., 2008]. A mecanização tem, portanto, aumentado o potencial de derrubada de floresta e diminuído a duração do processo de desmatamento.

Avanços combinados de mapeamento do desmatamento e rastreamento do destino da terra desmatada fornecem detalhes espaciais e temporais relativos às transições da cobertura da terra em todo o Estado. A fenologia da vegetação, derivada de uma série de dados de tempo do MODIS, mostrou-se útil para a separação dos tipos de cobertura da terra e mudanças subsequentes de manejo da terra ao longo do tempo [Ratana et al., 2005; Morton et al., 2006; Brown et al., 2007]. A Figura 2b destaca a dinâmica das transições de 2000 a 2005 dos principais tipos de cobertura do Estado de Mato Grosso e mostra a proporção de novo desmatamento, savana e conversões de florestas secundárias >25 hectares como resultado do uso da terra pós-desmatamento. O principal agente de perda da floresta em Mato Grosso é a produção de gado em grande escala, embora a conversão direta

de floresta em área de cultivo tenha contribuído substancialmente para volume de grandes eventos de desmatamento e para as perdas de áreas de vegetação e florestas secundárias durante esse período [Morton *et al.*, 2006, 2007a, 2007b]. A floresta secundária não é um grande componente da paisagem em Mato Grosso, se comparada com estimativas de outras regiões, e compreende apenas 11% a 14% do desmatamento histórico [Carreiras *et al.*, 2006; Morton *et al.*, 2007a]. Análise detalhada da origem de florestas secundárias e florestas degradadas em Mato Grosso a partir de abandono, extração madeireira e queima continua um desafio de pesquisa.

A expansão da soja e outras variedades de cultivo mecanizado na Amazônia têm estimulado o debate sobre usos extensivos versus intensivos da terra e sobre as consequências sociais e ambientais da expansão agrícola. O clima, solos e topografia são adequados para o cultivo de soja nas regiões de floresta ao norte de Mato Grosso e áreas adjacentes [Jasinski *et al.*, 2005], e alguns autores têm argumentado que o cultivo da soja pode ser uma alternativa competitiva e intensiva à criação de gado extensiva e de baixa produtividade [ex. Andersen *et al.*, 2002; Margulis, 2004]. Entretanto, a produção de soja pode contribuir para impelir a criação de gado para novas fronteiras de desmatamento, como se viu após sua introdução no sul e centro-oeste do Brasil [Andersen *et al.*, 2002], mesmo que uma avaliação completa do papel da soja na concentração da posse da terra e renda, migração rural e perda de biodiversidade não esteja completa [Fearnside, 2001].

3.5. Abandono da terra e crescimento da vegetação secundária

Um número considerável de pesquisas tem se concentrado no mapeamento de florestas secundárias em escalas locais e regionais [Lucas *et al.*, 1993; Moran *et al.*, 1994; Roberts *et al.*, 2002; Alves *et al.*, 2003; Carreiras *et al.*, 2006]. As florestas secundárias são sumidouros potenciais de carbono e podem ajudar a recuperar o funcionamento hidrológico e biogeoquímico após a derrubada da floresta [ex. Brown e Lugo, 1990; Moran *et al.*, 1994]. A sucessão secundária pode se desenvolver por diferentes trajetórias, incluindo a rotação da terra na mudança de cultivo e abandono da terra depois da degradação da

pastagem ou imediatamente após a derrubada da floresta; a composição de espécies, estrutura da vegetação, e taxas de sequestro de carbono de florestas secundárias são altamente dependentes do tipo de solo e do uso anterior da terra [Alves *et al.*, 1997; Moran *et al.*, 2000; Lucas *et al.*, 2002; Zarin *et al.*, 2005].

Dados censitários e análises de sensoriamento remoto levantam importantes questões sobre a dinâmica de longo prazo da vegetação secundária na Amazônia. A proporção de terra desmatada que ficou sem ser usada por mais de quatro anos como uma porcentagem de área de fazenda diminuiu continuamente de 15,5% para 5,7% de 1970 a 1995 (Tabela 1). Essa evidência é consistente com resultados que mostram que as taxas de abandono da terra foram mais altas em fronteiras estabelecidas recentemente, enquanto a vegetação secundária mostrou uma tendência de rederrubada concomitantemente com a eliminação dos remanescentes de floresta madura em áreas de assentamentos antigos [Alves *et al.*, 2003; Alves 2007a]. Dados de séries de tempo de satélite mostram que a floresta secundária é um componente dinâmico da paisagem nas regiões de Ariquemes e Ji-Paraná de Rondônia (Figura 4). Em ambas as regiões, aumentos regulares de área de pastagem resultaram de rederrubadas mais rápidas de florestas secundárias do que abandono de pastagem. De modo geral, a contribuição da floresta secundária permaneceu estável ou caiu de 1986 a 2003, nunca excedendo a 10% da paisagem. Taxas de declínio de abandono da terra em áreas desmatadas intensivamente indicam que, no longo prazo, as florestas secundárias podem compensar somente uma pequena fração das emissões iniciais de carbono de desmatamento [Alves *et al.*, 1997; Alves, 2007a].

4. CONCLUSÃO E VISÃO GERAL

A Amazônia brasileira é uma das regiões agrícolas mais ativas do mundo. A derrubada de floresta tropical é o principal meio para aumentar áreas de pastagem e cultivo, enquanto processos relacionados, tais como a extração madeireira, fogo para limpeza da terra e manejo, abandono da terra e intensificação do uso da terra são também elementos chave da dinâmica de LCLUC. O modelo conceitual de transições entre múltiplas coberturas da terra e estados de uso ilustram a

heterogeneidade das trajetórias de LCLUC e sua expressão nos padrões da paisagem através da Amazônia. A caracterização dos padrões espaciais criados por tais processos representa um sucesso metodológico importante na Amazônia, baseado em fontes múltiplas de dados numa variedade de técnicas, a partir das quais se investiga o papel de LCLUC no sistema biofísico.

A agricultura na região está se tornando cada vez mais intensiva, conduzida por operadores em grande escala com acesso suficiente ao capital. Essas mudanças na dinâmica temporal e espacial de LCLUC são observadas tanto em dados censitários como em sensoriamento remoto como um decréscimo das florestas secundárias, aumento das taxas de pastagem, e rápida expansão da área agrícola mecanizada. O aumento da produção intensiva e a influência das demandas do mercado nacional e internacional sobre o uso da terra têm favorecido o desenvolvimento de novos esquemas de certificação ecologicamente orientados para a produção de carne e grãos na Amazônia. Ao mesmo tempo, altas taxas de desmatamento em áreas mais antigas de assentamento, expansão das fronteiras agrícolas em novas áreas, e a predominante baixa produtividade da terra mostram a recorrência de tendências históricas. Portanto, a diversidade de atores continua a influenciar as “antigas” e “novas” fronteiras, o que representa um desafio para um delineamento de cenários futuros plausíveis de LCLUC na Amazônia.

Os avanços em sensoriamento remoto por satélite do desmatamento e uso da terra pós-desmatamento têm produzido dados de alta qualidade para a ciência e aplicações em políticas públicas. O mapeamento do desmatamento na Amazônia brasileira fornece estimativas detalhadas da perda da floresta em bases anuais. O avanço no monitoramento quase em tempo real do desmatamento do cerrado e de florestas fechadas, e da extração seletiva geraram dados essenciais para o monitoramento ambiental. O sucesso do sensoriamento remoto no desmatamento na Amazônia serve como um importante exemplo do progresso técnico para outras nações que consideram adotar programas para a redução de desmatamento.

Pesquisas futuras continuarão a focalizar os elementos econômicos, sociais e ambientais de cada trajetória de perda da floresta, salientando a heterogeneidade espacial e temporal das causas e

consequências do desmatamento na Amazônia. Avanços recentes em sensoriamento remoto abrem caminho para esforços adicionais para a quantificação dos impactos, em toda a bacia, da degradação da floresta por fogo, fragmentação, e abandono da terra para floresta secundária. Resultados do LBA também estabelecem as bases para pesquisa sobre a influência de transições de uso específico da terra e padrões espaciais de cobertura da terra em relação ao clima, biogeoquímica, e produtividade agrícola de longo prazo, conforme discutido nos próximos capítulos deste livro.

REFERÊNCIAS

- Alves, D.S. (2002), Space-time dynamics of deforestation in Brazilian Amazônia, *Int. J. Remote Sens.*, 23, 2903-2908.
- Alves, D.S. (2007a), Cenários de cobertura e uso da terra e dimensões humanas no LBA, in *Dimensões Humanas da Biosfera-Atmosfera da Amazônia*, edited by B.K. Becker, D.S. Alves and W.M. da Costa, pp. 39-63, EDUSP, São Paulo.
- Alves, D.S. (2007b), Science and technology and sustainable development in Brazilian Amazon, in *The Stability of Tropical Rainforest Margins*, edited by T. Tschardt et al., pp. 493-512, Springer, Berlin, Germany.
- Alves, D.S., J.V. Soares, S. Amaral, E.M.K. Mello, S.A.S. Almeida, O.F. da Silva, and A.M. Silveira (1997), Biomass of primary and secondary vegetation in Rondônia, Western Brazilian Amazon, *Global Change Biol.*, 3, 451-461
- Alves, D.S., M.I.S. Escada, J.L.G. Pereira, and C.A. Linhares (2003), Land use intensification and abandonment in Rondônia, Brazilian Amazônia, *Int. J. Remote Sens.*, 24, 899-903.
- Andersen, L.E., C.W.J. Granger, E.J. Reis, D. Weinhold, and S. Wunder (2002), *The Economics of Deforestation: Dynamic Modeling of Amazonia*, Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Anderson, L.O., Y.E. Shimabukuro, R.S. DeFries, and D.C. Morton (2005), Assessment of deforestation in near real time over the Brazilian Amazon using multitemporal fraction images derived from Terra MODIS, *IEEE Geosc. and Remote Sens. Lett.*, 2, 315-318.

- Asner, G.P. (2001), Cloud cover in Landsat observations of the Brazilian Amazon, *Int. J. Remote Sens.*, *22*, 3855-3862.
- Asner, G. P., D. E. Knapp, E. N. Broadbent, P. J. C. Oliveira, M. Keller and J. N. Silva (2005), Selective logging in the Brazilian Amazon, *Science*, *310*, 480-482.
- Asner, G. P., E. N. Broadbent, P. J. C. Oliveira, M. Keller, D. E. Knapp and J. N. M. Silva (2006), Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon, PNAS, doi: 10.1073/pnas.0604093103.
- Asner, G. P., M. Keller M. Lentini, F. Merry, and C. Souza Jr. (2009), Selective logging and its relation to deforestation, *Geophys. Monogr. Ser.*, doi:10.1029/2008GM000723, this volume.
- Batistella, M., and E.F. Moran (2005), Dimensões humanas do uso e cobertura das terras na Amazônia: uma contribuição do LBA, *Acta Amazonica*, *35*, 239-247.
- Batistella, M., S. Robeson, and E.F. Moran (2003), Settlement design, forest fragmentation, and landscape change in Rondonia, Amazonia, *Photogr. Eng. & Remote Sens.*, *69*, 805-812.
- Becker, B.K. (1997), *Amazônia*, 5th edn, ÁTICA, São Paulo.
- Brown, S., and A. Lugo (1990), Tropical secondary forests. *J. Tropical Ecol.*, *6*, 1-32.
- Brown, J. C., W. E. Jepson, J. H. Kastens, B. D. Wardlow, J. M. Lomas and K. P. Price (2007), Multitemporal, moderate-spatial-resolution remote sensing of modern agricultural production and land modification in the Brazilian Amazon, *GIScience & Remote Sens.*, *44*, 117-148.
- Buschbacher, R. (1986), Tropical deforestation and pasture development, *Bioscience*, *36*, 22-28.
- Cardille, J.A., and J.A. Foley (2003), Agricultural land-use change in Brazilian Amazonia between 1980 and 1995: Evidence from integrated satellite and census data, *Remote Sens. Environ.*, *87*, 551-562.
- Carreiras, J.M.B., Y.E. Shimabukuro, and J.M.C. Pereira (2002), Fraction images derived from SPOT-4 VEGETATION data to assess land-cover change over the State of Mato Grosso, Brazil, *Int. J. Remote Sens.*, *23*, 4979-4983.
- Carreiras, J.M.B., J.M.C. Pereira, M.L. Campagnolo and Y.E. Shimabukuro (2006), Assessing the extent of agriculture/pasture and secondary succession forest in the Brazilian Legal Amazon using SPOT VEGETATION data, *Remote Sens. Environ.*, *101*, 283-298.
- Chambers, J.Q., G.P. Asner, D.C. Morton, L.O. Anderson, S.S. Saatchi, F.d.B. Espírito-Santo, M. Palace, C. Souza Jr (2007), Regional ecosystem structure and function: ecological insights from remote sensing of tropical forests. *TRENDS in Ecol. and Evolution*, *22*, 414-423
- Costa, W.M. (2007), Tendências recentes na Amazônia: os sistemas produtivos emergentes, in *Dimensões Humanas da biosfera-atmosfera da Amazônia*, edited by B.K. Becker, D.S. Alves and W.M. da Costa, pp. 81-111, EDUSP, São Paulo.
- Denich M., K. Vielhauer, M.S. de A. Kato, A. Block, O.R. Kato, T.D. de Abreu Sá, W. Lücke and P.L.G. Vlek (2004), Mechanized land preparation in forest-based fallow systems: the experience from eastern Amazonia. *Agroforestry Syst.*, *61*, 91-106.
- Dias Filho, M. B., E.A. Davidson, C.J.R. de Carvalho (2000), Linking biogeochemical cycles to cattle pasture management and sustainability in the Amazon Basin, in *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*, edited by M. McClain, R.L. Victoria, and J.E. Ritchey, pp. 85-105, Oxford Univ. Press, New York.
- Faminow, M.D. (1998), *Cattle deforestation and development in the Amazon*, CAB International, New York.
- Fearnside, P.M. (1990), The rate and extent of deforestation in Brazilian Amazonia, *Environmental conservation*, *17*, 213:226
- Fearnside, P. M. (2001), Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil, *Environmental Conservation*, *28*, 23-38.
- Fearnside, P.M., N. Leal Jr. and F.M. Fernandes (1993), Rainforest burning and the global carbon budget: Biomass, combustion efficiency, and charcoal formation in the Brazilian Amazon, *J. Geophys. Res.*, *98*, D9, 16733-16743.
- Fearnside, P.M., A.T. Tardin, L.G. Meira Filho (1990), Deforestation rate in Brazilian Amazonia, Reprint, Instituto de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.
- Ferreira, N. C., L. G. Ferreira, and F. Miziara (2007), deforestation hotspots in the Brazilian Amazon: Evidence and causes as assessed from remote sensing and census data, *Earth Interact.*, *11*(1), 1-16, doi:10.1175/EI201.1.

- Hess, L.L., J.M. Melack, E.M.L.M. Novo, C.C.F. Barbosa and M. Gastil (2003), Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin, *Remote Sens. Environ.*, *87*, 404-428.
- Houghton, R.A., D.L. Skole, C.A. Nobre, J.L. Hackler, K.T. Lawrence and W.H. Chomentowski (2000), Annual Fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon, *Nature*, *403*, 301-304.
- INPE (2007), Projeto PRODES, available from <http://www.obt.inpe.br/prodes>.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (1996), Dados do Censo Agropecuário. (Disponível em <http://www.ibge.gov.br>).
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (2001), *Monitoring of the Brazilian Amazonian forest by satellite, Reprint*, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, Brazil.
- Jasinski, E. W., D.C. Morton, R.S. DeFries, Y.E. Shimabukuro, L.O. Anderson and M.C. Hansen (2005), Physical landscape correlates of the expansion of mechanized agriculture in Mato Grosso, Brazil, *Earth Interactions*, *9*, doi: 10.1175/EI143.1.
- Jepson, W. (2006), Producing a Modern Agricultural Frontier: Firms and Cooperatives in Eastern Mato Grosso, *Economic Geogr.*, *82*, 289-316.
- Kay, K. (2005), Estimating wet-season deforestation in the Brazilian Amazon using MOD13 250m data, *Geography*. College Park, Univ. of Maryland. M.S., 25.
- Keller, M., M.A. Silva-Dias, D.C. Nepstad, and M.O. Andreae (2004), The Large-Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia: Analyzing Regional Land Use Change Effects, in *Ecosystems and Land Use Change*, edited by R. deFries, G. Asner, and R. Houghton, pp. 321-334. AGU, Boston.
- Lentini, M., A. Verissimo, A. and L. Sobral (2005), *Forest Facts in the Brazilian Amazon 2003*, Imazon, Belém.
- Lu, D., P. Mausel, M. Batistella, and E.F. Moran (2004), Comparison of land-cover classification methods in the Brazilian Amazon Basin, *Photogr. Eng. and Remote Sens.*, *70*, 723-731.
- Lu, D., M. Batistella, E. F. Moran (in press), Integration of Landsat TM and SPOT HRG images for vegetation change detection in the Brazilian Amazon. *Photogr. Eng. and Remote Sens.*
- Lucas, R.M., M. Honzak, G.M. Foody, P.J. Curran, C. and Corves (1993), Characterising tropical secondary forests using multi-temporal Landsat sensor imagery, *Int. J. Remote Sens*, *14*, 3061-3067.
- Lucas, R.M., M. Honzak, I. do Amaral, P.J. Curran, and G.M. Foody (2002), Forest regeneration on abandoned clearances in Central Amazonia, *Int. J. Remote Sens.*, *23*, 965-988.
- Machado, L. (1998), A fronteira agrícola na Amazônia, in *Geografia e Meio Ambiente no Brasil*, edited by BK Becker et al., 2nd edn, pp 181-217, Hucitec, São Paulo, Brazil.
- Margulis, S. (2004), *Causes of deforestation in Brazilian Amazon*, World Bank, Washington, available from <http://www-wds.worldbank.org>.
- Millikan, B. H. (1992), Tropical deforestation, land degradation, and society, lessons from Rondônia, Brazil. *Latin American Perspectives*, *Issue 72*, *19* (1), 45-72.
- Moran, E.F. (1993), Deforestation and land use in the Brazilian Amazon, *Human Ecol.*, *21*, 1-21.
- Moran, E.F. and E.S. Brondizio (1998), Land-use change after deforestation in Amazônia, in *People and pixels: linking remote sensing and social science*, edited by D. Liverman et al., pp.94-120, National Academy Press, Washington.
- Moran, E.F., E. Brondizio, P. Mausel, and Y. Wu (1994), Integrating Amazonian Vegetation, Land-use and Satellite Data, *BioScience*, *44*, 329-338.
- Moran, E.F., E.S. Brondizio, J.M. Tucker, M.C. da Silva-Forsberg, S. McCracken and I. Falesi (2000), Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazonia, *Forest Ecol. and Managem.*, *139*, 93-108.
- Morton, D.C., R.S. DeFries, Y.E. Shimabukuro, L.O. Anderson, F.d.B. Espírito-Santo, M.C. Hansen and M. Carroll (2005), Rapid assessment of annual deforestation in the Brazilian Amazon using MODIS data, *Earth Interactions*, *9*, doi:10.1175/EI139.1.
- Morton, D.C., R.S. DeFries, Y.E. Shimabukuro, L.O. Anderson, E. Arai, F.d. B. Espirito-Santo, R. Freitas and J. Morisette (2006), Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon, *PNAS*, *103*, doi:10.1073/pnas.0606377103.

- Morton, D.C., Y.E. Shimabukuro, R. Freitas, E. Arai, and R.S. DeFries (2007a), Secondary forest dynamics and Cerradão loss in Mato Grosso during 2001-2005 from MODIS phenology time series, paper presented at XIII Simp. Bras. Sens. Remoto, Florianópolis, Sta. Catar., 21-26 Apr. 2007, available from <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2007/biblioteca/>.
- Morton, D. C., Y. E. Shimabukuro, B. F. T. Rudorff, A. Lima, R. Freitas, and R. S. Defries (2007b), Challenge for conservation at the agricultural frontier: Deforestation, fire, and land use dynamics in Mato Grosso, *Agua Ambiente*, 2, 5-20.
- Morton, D. C., R. S. DeFries, J. T. Randerson, L. Giglio, W. Schroeder, and G. R. van der Werf (2008), Agricultural intensification increases deforestation fire activity in Amazonia, *Global Change Biol.*, 14, 2262–2275.
- Morton, D.C., R.S. DeFries and Y.E. Shimabukuro (2009), Cropland expansion in cerrado and transition forest ecosystems: Quantifying habitat loss from satellite-based vegetation phenology, in *Cerrado Land-use and Conservation: Assessing Trade-offs Between Human and Ecological Needs*, edited by C. Klink, R.S. DeFries and R. Cavalcanti, Conservation Int., Washington, D.C., in press.
- Nepstad, D.C., A. Veríssimo, A. Alencar, C.A. Nobre, E. Lima, P. Lefebvre, P. Schlesinger, C. Potter, P. Moutinho, E. Mendoza, M. Cochrane, and V. Brooks (1999), Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire, *Nature*, 398, 505-508.
- Numata, I., O.A. Chadwick, D.A. Roberts., J.P. Schimel, F.F.Sampaio, F.C. Leonidas, J.V. Soares (2007), Temporal nutrient variation in soil and vegetation of post-forest pastures as a function of soil order, pasture age, and management, Rondonia, Brazil, *Agric., Ecosys. & Environ.*, 118, 159-172.
- Ratana, P., A.R. Huete and L.G. Ferreira (2005), Analysis of Cerrado physiognomies and conversion in the MODIS seasonal-temporal domain, *Earth Interactions*, 9, doi: 10.1175/1087-3562(2005)009<0001:AOC PAC>2.0.CO;2.
- Roberts, D. A., I. Numata, K. Holmes, G. Batista, T. Krug, A. Monteiro, B. Powell, O.A. Chadwick (2002), Large area mapping of land-cover change in Rondonia using multitemporal spectral mixture analysis and decision tree classifiers, *J. Geophys. Res.-Atmospheres*, 107, D20, doi:10.1029/2001JD000374.
- Sawyer, D. (1984), Frontier expansion and retraction in Brazil, in *Frontier expansion in Amazônia*, edited by M. Schmink and C.H. Wood, pp. 180- 203, Univ. of Florida Press, Gainesville.
- Schmink, M. and C.H. Wood (1992), *Contested Frontiers in Amazonia*, Columbia Univ. Press, New York.
- Serrão, E. A. S. and J.M. Toledo (1990), The search for sustainability in Amazonian pastures, in *Alternatives to deforestation: Steps toward sustainable use of the Amazon rain forest*, edited by A.B. Anderson, pp. 195-214 Columbia Univ. Press, New York.
- Shimabukuro, Y. E. , V. Duarte, M.A. Moreira, E. Arai, D.M. Valeriano, L.O. Anderson, F. d. B. Espírito-Santo (2007), Desflorestamento na Amazônia - Sistema DETER, in *Sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil*, edited by B.F.T. Rudorff, Y.E. Shimabukuro, and J.C. Ceballos, pp. 389-401, Editora Parêntese, São José dos Campos. Brazil.
- Skole, D., and C. Tucker (1993), Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon - Satellite Data from 1978 to 1988, *Science*, 260, 1905-1910.
- Soares-Filho, B., A. Alencar, D. Nesptad, M. Cerqueira, M.C.V. Diaz, S. Rivero, L. Solórzano, E. Voll (2004), Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor, *Global Change Biol.*, 10, 745–764.
- Souza, Jr., C; L. Firestone, L. M. Silva, and D. Roberts (2003), Mapping forest degradation in the Eastern Amazon from SPOT 4 through spectral mixture models, *Remote Sens. Environ.*, 87, 494-506.
- Souza Jr., C., D.A. Roberts, and M.A. Cochrane (2005), Combining Spectral and Spatial Information to Map Canopy Damages from Selective Logging and Forest Fires, *Rem. Sens. Environ.*, 98, 329-343.
- Tardin, A.T., D.C.L. Lee, R.J.R. Santos, O.R. Assis, M.P.S. Barbosa, M.L. Moreira, M.T. Pereira, D. Silva, C.P. Santos Filho (1980), *Subprojeto desmatamento: convênio IBDF/CNPq – INPE, Technical Report INPE-1649-RPE/103*, Instituto

de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, Brazil.

Uhl, C., A. Verissimo, M. M. Mattos, Z. Brandino and I. C. G. Vieira (1991), Social, Economic, and Ecological Consequences of Selective Logging in an Amazon Frontier - the Case of Tailandia, *Forest Ecol. and Managem.*, 46, 243-273.

Veiga, J.B., J.F. Tourrand, M.G. Piketty, R. Pocard-Chapuis, A.M. Alves, and M.C. Thales (2004), *Expansão e trajetórias da pecuária na Amazônia: Pará, Brasil*. Editora Universidade de Brasília, Brasília. Brazil.

Velho, O.G. (1976), *Capitalismo Autoritário e campesinato*, São Paulo, DIFEL.

Verissimo, A., P. Barreto, M. Mattos, R. Tarifa and C. Uhl (1992), Logging Impacts and Prospects for Sustainable Forest Management in an Old Amazonian Frontier - the Case of Paragominas, *Forest Ecol. and Managem.*, 55, 169-199.

Warnken, P. F. (1999), *The Development and Growth of the Soybean Industry in Brazil*, Iowa State Univ., Ames.

Zarin, D.J., et al. (2005) Legacy of fire slows carbon accumulation in Amazonian forest regrowth, *Front. Ecol. and Environ.*, 3,365-369.

Tradução: Ivani Pereira

Revisão: Carlos Souza Jr.

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.

D.S. Alves, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), DPI (SRE 2), Avenida dos Astronautas 1758, CEP 12227-010, São José dos Campos, SP, Brasil. (dalves@dpi.inpe.br).

M. Batistella, Embrapa Monitoramento por Satélite, Avenida Soldado Passarinho 303, CEP 13070-15, Campinas, SP, Brasil. (mb@cnpm.embrapa.br).

D. C. Morton, Goddard Space Flight Center, 8800 Greenbelt Road, Code 614.4, Greenbelt, MD 20771, USA. (douglas.morton@nasa.gov, douglas.morton@gmail.com).

D. A. Roberts, Department of Geography, EH 1832, University of California Santa Barbara, Santa Barbara, CA 93117, USA. (dar@geog.ucsb.edu).

C. Souza Jr., Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon), Rua Domingos Marreiros 2020, CEP 66060-160, Belém, PA, Brasil. (souzajr@amazon.org.br).

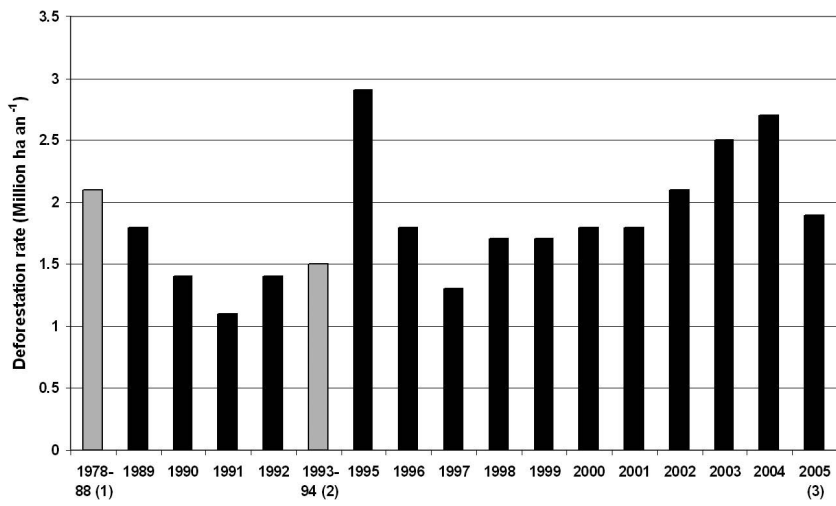


Figure 1

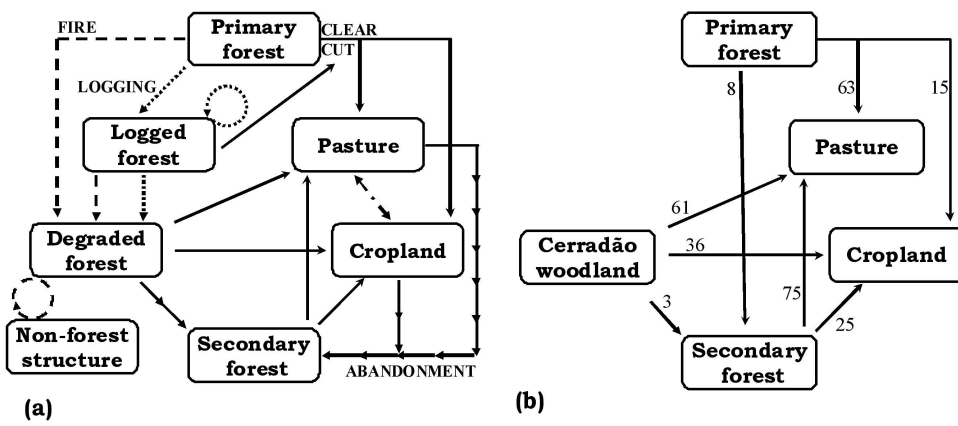


Figure 2

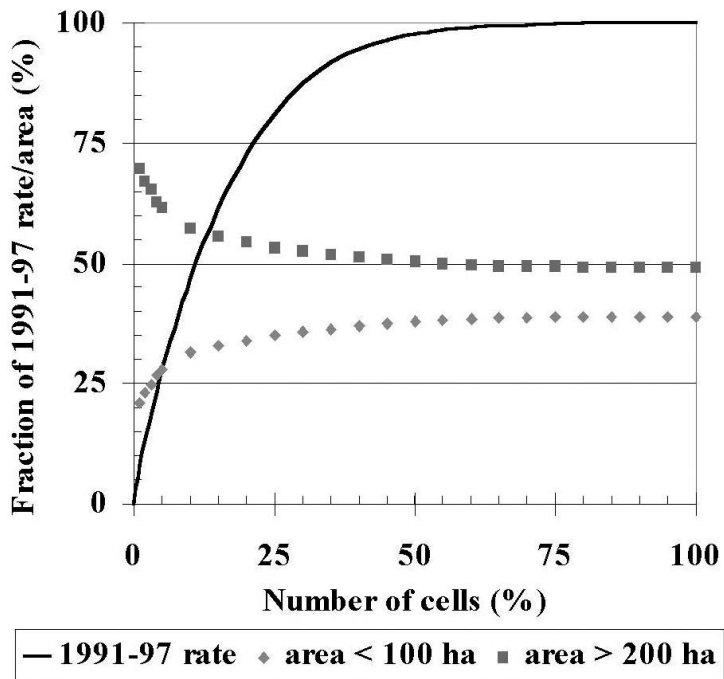


Figure 3

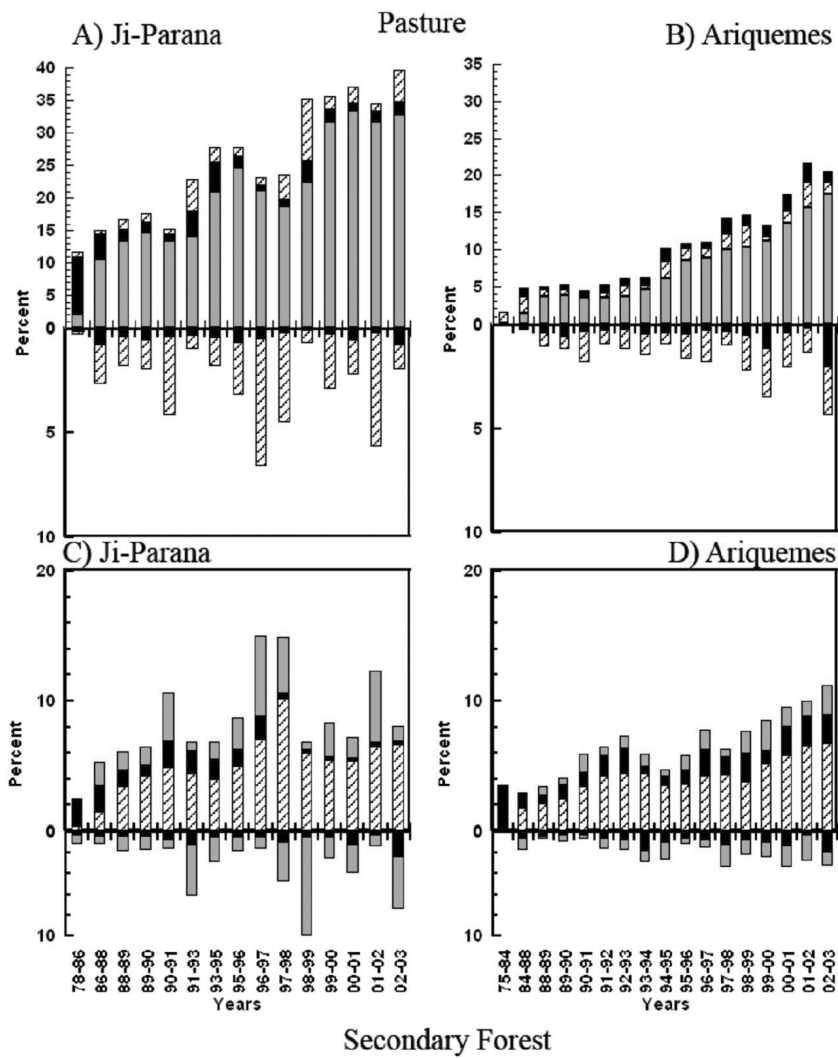


Figure 4

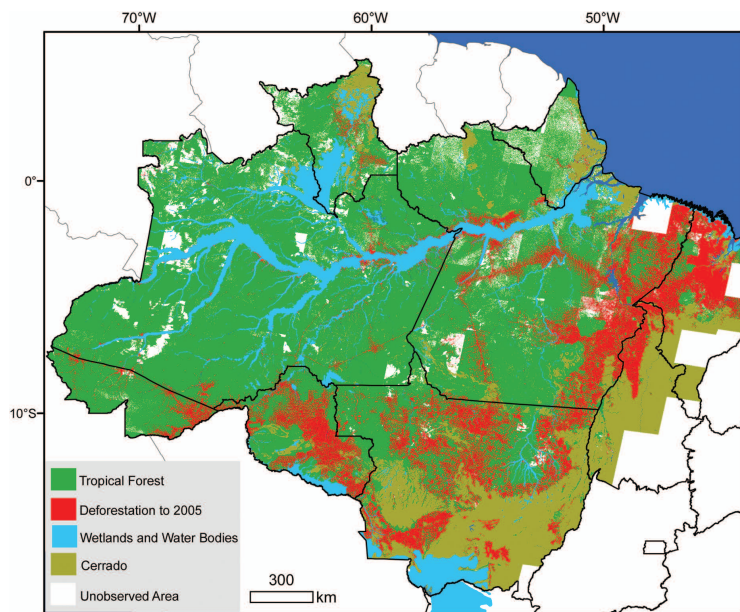


Plate 1

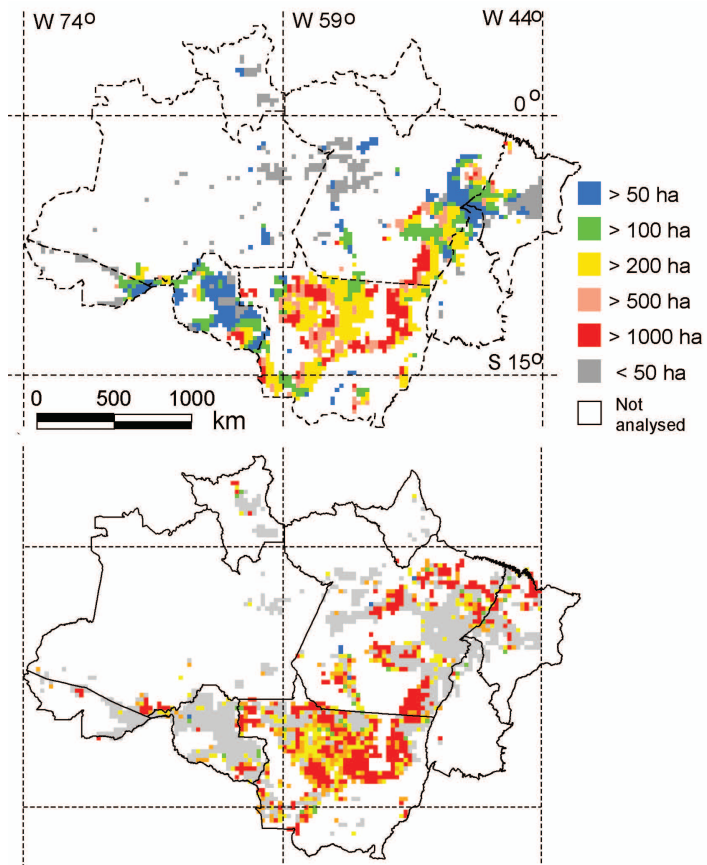
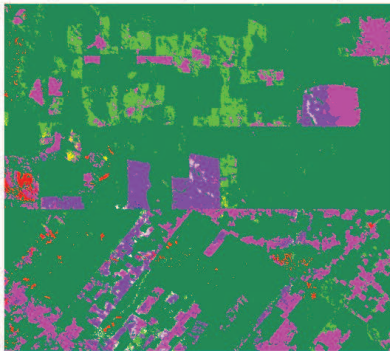
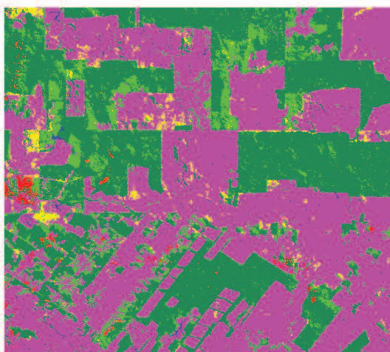


Plate 2

NW (10° 10' 58.9" S, 62° 38' 12.6" W)

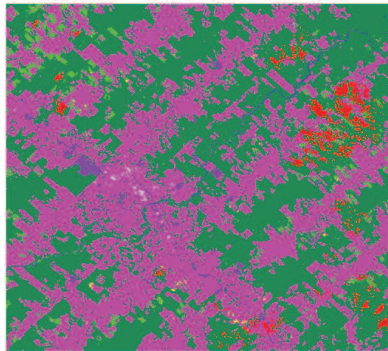


1986

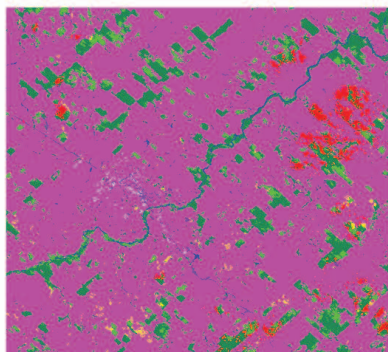


2003

Jaru (10° 25' 58.4" S, 62° 26' 13.2" W)



1986



2003

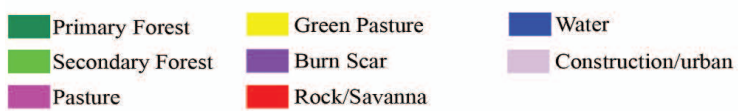


Plate 3