

Cenários Futuros de Paisagens Amazônicas: Modelos Econométricos e de Simulação de Dinâmica

Stephen Perz,¹ Joseph P. Messina,² Eustáquio Reis,³ Robert Walker,⁴
e Stephen J. Walsh⁵

Este capítulo trata de duas amplas classes de modelos frequentemente usados na literatura sobre a mudança na cobertura e uso da terra (LULCC), a saber, as abordagens sobre simulação econométrica e dinâmica. Ambas são discutidas à luz de análises de LULCC na Amazônia, enfatizando as contribuições do programa Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia. Primeiramente, discutimos cenários de LULCC, enfoque chave para a avaliação de futuras mudanças na cobertura e uso da terra diante de incertezas que requerem *input* de modelos. Na maior parte do capítulo procura-se então desenvolver uma descrição dos elementos básicos de modelos econométricos e simulação de cenários de desenvolvimento de LULCC, na qual salientamos as forças e as fragilidades de cada abordagem de modelagem. Ao concluir, retornamos às questões envolvidas no processo de desenvolvimento de cenário, salientando as oportunidades para o engajamento de gestores em modelos para o avanço de resultados de LULCC.

1. INTRODUÇÃO

Modelos são representações de como os processos operam para gerar padrões observáveis; simulações decorrem de modelos que examinam mudanças ao longo do tempo sobre conjecturas específicas. Modelos e simulações

são, portanto, ferramentas analíticas chave para o estudo do uso e mudança da cobertura da terra (LULCC), importantes no contexto do programa Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia e de outras pesquisas amazônicas sobre dimensões humanas, tais como as dimensões humanas da mudança climática [ver também *Alves et al.*, neste volume; *Walker et al.*, neste volume; *Nobre et al.*, neste volume]. Além disso, tanto os modelos como as simulações auxiliam a construção de cenários de mudança futura em paisagens da Amazônia e de outras regiões importantes para o clima global.

Há inúmeras revisões de modelos e simulações de LULCC, muitas delas recentes [por exemplo, *Brown et al.*, 2005a; *Evans et al.*, 2005; *Verberg et al.*, 2006], e nosso objetivo aqui não é apresentar uma outra ampla revisão. Ao contrário, este capítulo procura enfatizar os esforços de

¹Department of Sociology and Criminology and Law, University of Florida, Gainesville, Florida, USA.

²Department of Geography, Michigan State University, East Lansing, Michigan, USA.

³Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Rio de Janeiro, Brasil.

⁴Department of Geography, University of North Carolina at Chapel Hill, North Carolina, USA.

modelagem e simulação de LULCC no contexto do programa LBA. Da mesma forma, há muitas revisões importantes sobre as inúmeras causas de desmatamento e outros tipos de mudança da cobertura da terra [ex., *Geist e Lambin, 2002; Gutman et al., 2004; Moran e Ostrom, 2005; Lambin e Geist, 2006*] e portanto, focalizamos os fatores estabelecidos como importantes na Amazônia por cientistas do LBA e de outras iniciativas de pesquisa que se concentram nessa região [*Alves et al., neste volume; Asner et al., neste volume; Walker et al., neste volume; Pfaff et al., neste volume; Brondizio et al., neste volume*].

Centramos nossa atenção em questões metodológicas relevantes e substantivas para entender as forças e as limitações de várias abordagens relativas à modelagem para o desenvolvimento de cenário. Mais especificamente, serão enfatizados os modelos econométricos (estatísticos) e os modelos de simulação dinâmica, com exemplos da Amazônia brasileira e equatoriana. Nossa discussão irá focalizar questões relativas ao trabalho com dados espaciais e o problema de escala, uma vez que se manifestam em decisões de modelagem concernentes ao papel do agente humano em seu contexto biofísico e socioeconômico.

Iniciamos com uma discussão de cenários de paisagens futuras, enfatizando a lógica de criar cenários alternativos e o papel da modelagem no desenvolvimento de cenários. Desenvolvemos discussões sobre modelagem econométrica e de simulação dinâmica, observando suas forças e limitações, bem como seus papéis na construção de cenários de paisagens amazônicas futuras. O capítulo conclui com observações referentes aos desafios e oportunidades para melhorar o desenvolvimento de cenários por meio de avanços na modelagem de LULCC.

2. CENÁRIOS DE PAISAGENS AMAZÔNICAS FUTURAS

Cenários remetem a histórias sobre mudanças que tornam específicos, os pressupostos explícitos sobre as forças subjacentes que influenciam o resultado de interesse [*Peterson et al., 2003; Baker et al., 2004; Soares-Filho et al., 2004; Alcamo et al., 2006*]. O objetivo imediato do desenvolvimento de cenário

é vislumbrar múltiplas trajetórias plausíveis de mudança, dada a incerteza sobre o futuro. Essa projeção frequentemente é feita mediante a colaboração entre cientistas, formuladores de políticas públicas e gestores informados sobre a região e suas questões de interesse. Uma questão chave para o desenvolvimento de cenários é a articulação de algumas narrativas, em geral de três a cinco, que são avaliadas pelas partes especializadas para verificar não apenas se são possíveis, mas plausíveis. A projeção de múltiplos cenários, por sua vez, permite a avaliação daquilo que está mais propenso a ocorrer ou suscetível de prioridade em caso normativo.

A lógica para se criar múltiplos cenários fornece um meio para o tratamento da incerteza. Em lugar de se buscar resultados precisos com a obtenção de uma única estimativa sobre um único ponto com margem de erros, o desenvolvimento de múltiplos cenários permite considerar vários resultados possíveis e um número de possibilidades diferenciadas. O desenvolvimento de cenário baseia-se no reconhecimento de que informações incompletas sobre o presente, o futuro e pressupostos alternativos sobre forças do processo influenciam o desenho do modelo e do cenário, e sua implementação.

Com cenários em mãos, podem-se identificar as forças que determinam resultados desejáveis e não desejáveis da mudança, as quais, por sua vez, dão suporte às formulações de políticas públicas e ações sociais de modo a encorajar as desejáveis e desencorajar as indesejáveis. O desenvolvimento de cenário tem sido aplicado, conseqüentemente, em muitos contextos por diversos atores sociais, inclusive por governos, para avaliação de ganhos e perdas futuras, corporações – na tentativa de antecipar flutuações de preços, e ainda, pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas, em seus esforços para a avaliação de mudanças climáticas futuras. Os cenários possibilitam, desse modo, apoiar procedimentos de planejamento que em geral envolvem modelos quantitativos e simulações, inclusive questões de LULCC [*Alcamo et al., 2006*].

Inicialmente, os cenários desenvolvidos como narrativas em geral são qualitativos; o desafio então é representá-los em termos quantitativos com *inputs* de dados para modelos empíricos e/ou parâmetros como *inputs* de simulações. Embora

alguns cenários da LULCC sejam não espaciais e utilizem técnicas de contabilidade [Evans et al., 2001], a maior parte dos cenários de LULCC é espacialmente explícita, o que permite o mapeamento e, portanto, a visualização da distribuição espacial de LULCC e suas mudanças modeladas ao longo do tempo [Alcamo et al., 2006]. Esse é especialmente o caso de cenários locais e regionais, que geralmente têm resoluções espaciais mais altas do que de modelos globais. Uma questão chave para o desenvolvimento de cenário quantitativo diz respeito à escala temporal dos cenários; cenários de mais longo prazo devem ser considerados mais especulativos do que prováveis em razão das incertezas crescentes sobre as mudanças projetadas para períodos mais longos de tempo. Retroalimentações a partir de mudanças iniciais, surpresas (“choques”), e outras fontes de mudanças não lineares tornam os cenários de longo prazo mais difíceis de serem articulados plausivelmente e em detalhes. Uma outra questão diz respeito à escala espacial das forças determinantes e aos processos subjacentes aos cenários de LULCC. Uma discussão geral na comunidade de LULCC é que as causas imediatas, tais como as decisões sobre o uso da terra por atores sociais específicos, são os principais determinantes de LULCCs localizadas, enquanto as causas distantes, tais como o crescimento econômico e a integração, influenciam a LULCC em grande escala [Wood, 2002; Lambin e Geist, 2006]. Isso parece afetar a seleção das forças chave de LULCC, dependendo da resolução espacial e da extensão dos cenários de LULCC.

O desenvolvimento de cenário já está bem estabelecido para o caso de futuras paisagens amazônicas. Laurence et al. [2001] apresentam um exemplo de cenários alternativos de cobertura vegetal na Amazônia com base em planos brasileiros para nova infraestrutura. Os autores avaliaram impactos passados de infraestrutura para fundamentar pressupostos que apóiam simulações de futuros impactos de novas infraestruturas. Com dados espaciais sobre corredores rodoviários e tipos de superfícies de rodovias, juntamente com informações sobre vários usos de recursos da Amazônia, e pressupostos sobre a distância e o grau do impacto desses usos sobre as florestas ao longo de rodovias, projetou-se uma futura cobertura vegetal e o grau de degradação da Amazônia

brasileira. Com base em simulações para 2020, os autores apresentaram dois cenários, “otimista” e “não otimista”, e mostraram que o primeiro produziu menos áreas de terra com florestas derrubadas ou degradadas do que o segundo.

Outro exemplo importante vem de Soares-Filho et al. [2002, 2004, 2006], que desenvolveram modelos de simulação dinâmica que dão suporte ao desenvolvimento de cenário para corredores rodoviários na Amazônia brasileira. Soares-Filho et al. [2002, 2004] iniciaram o estudo com entrevistas com gestores e workshops participativos em cidades ao longo do corredor da rodovia BR-163 que se estende de norte a sul através da Amazônia brasileira central. Essas atividades permitiram o desenvolvimento de cenários iniciais sobre mudanças na paisagem futura ao longo desse corredor e no planejamento de pavimentação pelo governo. Os cenários qualitativos, por sua vez, permitiram identificar as regras decisórias sobre o uso da terra, baseadas na qualidade da terra, preços de mercado, cumprimento da lei, e outras considerações. Foram articulados dois cenários principais, o “business-as-usual” (BAU) que seguiu padrões históricos de expansão econômica e o cenário de “governança”, que pressupôs o cumprimento das leis de uso da terra, respeito às delimitações e restrições de uso de parques e outras áreas protegidas. O modelo de simulação desses cenários incluiu um conjunto de pressupostos de parâmetros que definem um dado cenário, o qual resulta nas probabilidades de transição de uma cobertura vegetal para outra. Essas probabilidades são então aplicadas a um modelo autômato celular que calcula as mudanças na cobertura vegetal de células espacialmente explícitas ao longo do corredor da rodovia BR-163 em etapas anuais, de 2001 a 2030. Soares-Filho et al. [2004] mostram diferenças substanciais na mudança da cobertura da terra ao longo do tempo entre os cenários BAU e de governança. Soares-Filho et al. [2006] ampliaram a aplicação dessa abordagem de modelagem à Amazônia brasileira como um todo e estenderam seus cenários até 2050.

Esses esforços influenciaram outro trabalho em modelagem para produzir cenários de paisagens futuras da Amazônia no contexto do Programa LBA. Tais esforços incorporaram estratégias de modelagem um pouco diferentes, com pressupostos e dados adicionais. As próximas

seções deste capítulo focalizarão a modelagem, especialmente modelos econométricos e de simulação dinâmica de projetos do LBA estão subjacentes ao desenvolvimento de outros modelos quantitativos de cenários futuros de paisagens amazônicas.

3. QUESTÕES SELECIONADAS DE MODELOS DE LULCC

Há muitos tipos de modelos empregados pelos pesquisadores no estudo de LULCC [Lambin, 1994], e eles variam em muitos diferentes aspectos [Verberg *et al.*, 2006]. Uma diferença fundamental é entre modelos abstratos e de base empírica. Com base empírica, a modelagem de LULCC concentra-se em avaliar parâmetros das forçantes de LULCC mediante o ajuste de dados aos pressupostos de um modelo, como ocorre em modelos econométricos. Nestes, dá-se grande ênfase à especificação dos pressupostos apropriados aos dados que se pretende ajustar, resultando em estimativas precisas de parâmetros que quantificam as relações entre as forçantes de LULCC e os resultados. Alternativamente, os modelos abstratos, tais como simulações dinâmicas, em geral se baseiam em um maior grau de pressupostos no desenho dos modelos em si mesmos a fim de observar a complexidade na dinâmica de LULCC sob condições controladas. Modelos de simulação dinâmica não precisam ser precisos para serem úteis; as simulações podem desviar de dados empíricos e revelar propriedades importantes sobre o modo como operam os processos de sistemas complexos [Evans *et al.*, 2005]. Dito isso, as simulações podem, é claro, incorporar também dados empíricos e resultados a partir de modelos empíricos, questão esta à qual retornaremos.

Para esses ou outros tipos de modelos, há uma permuta, inevitável, relativas às suas complexidades [Evans *et al.*, 2005]. Uma permuta chave é a complexidade dos dados e/ou dos pressupostos de um modelo. É hoje claro que a LULCC envolve várias forçantes e processos. Há muito espaço de memória para inclusão de mais variáveis em modelos empíricos, embora isso dependa da disponibilidade de dados, e os modelos econométricos mais complicados podem encontrar dificuldades com dados empíricos, tais como a multicolinearidade e a endogeneidade. As

simulações dinâmicas também se veem diante de permutas em termos de complexidade, pois o desenvolvimento de mais componentes do modelo permite que se apreendam mais nuances dos processos envolvidos, mas pode também torná-lo mais difícil de interpretar a dinâmica em jogo. No final, os modelos de LULCC em geral exibem maiores detalhes desses aspectos mais bem entendidos pelos pesquisadores envolvidos, embora os componentes menos entendidos são necessariamente aqueles mais simplificados.

Tanto para a modelagem de simulação dinâmica quanto estatística, é crítico deixar claros os pressupostos sobre as decisões subjacentes ao modelo. Pressupostos claros facilitam a avaliação do modelo por meio de calibração e validação, tais como testes diagnósticos de modelos econométricos e análise de sensibilidade de modelos de simulação dinâmica. Enquanto a calibração se refere ao ajuste de um modelo aos dados a serem modelados, a validação se refere ao ajuste de um modelo aos dados “independentes”, aqueles além dos dados originalmente usados para desenhar o modelo. Há grande ênfase na calibração de modelos econométricos, que frequentemente são especificados por meio de um conjunto de dados particulares e estudos de caso, e avaliados com uma bateria de testes diagnósticos que quantifica o grau em que os pressupostos do modelo são violados pelos dados. Por outro lado, em modelagem de simulação dinâmica há considerável ênfase na validação devido à natureza frequentemente dedutiva do desenho do modelo de simulação que pode, então, ser aplicado a vários estudos de caso (ou dados obtidos posteriormente) para verificar até que ponto as simulações se ajustam aos empíricos. É claro que, idealmente, todos os modelos deveriam ser calibrados e validados [Verberg *et al.*, 2006]; além disso, para modelos de simulação dinâmica, alguns analistas têm sustentado que a validação deveria ser aplicada não apenas aos resultados mas também aos processos entendidos como geradores dos resultados [Brown *et al.*, 2004a; Evans *et al.*, 2005].

Além da distinção entre modelos empíricos e abstratos, um contraste chave em modelos de LULCC diz respeito a se eles são espacialmente explícitos. Dado que a LULCC é um fenômeno eminentemente espacial, a maioria dos modelos

de LULCC é espacialmente explícita, o que levanta questões específicas sobre a manipulação de dados espaciais e modelagem de processos espaciais. A resolução espacial de modelos pode influenciar os resultados, uma vez que a resolução espacial mais refinada pode resultar em modelos estatísticos mais fracos (devido ao problema de unidade de área modificável) e requer mais tempo de processamento. Há também questões de discrepância espacial. Em modelos empíricos, dados socioeconômicos e biofísicos estão, com frequência, apenas disponíveis para unidades diferentes de observação, o que torna a integração de dados inadequada. Além disso, em qualquer modelo, quando os dados estão disponíveis para as mesmas unidades, ou se simulamos processos para um único conjunto de unidades (tais como pixels ou células), eles provavelmente não refletem os processos que operam naquela escala espacial. Discrepâncias espaciais em dados e processos requerem atenção nos modelos para que eles consigam capturar os processos espaciais adequadamente.

4. MODELOS ECONOMÉTRICOS DE LULCC

4.1. Modelos Econométricos na Teoria

Uma classe importante de modelos usada na avaliação de LULC e na projeção de cenários futuros de LULC pertence àqueles referidos como modelos econométricos [Kaimowitz e Angelson, 1998; Barbier, 2001]. Eles se baseiam em teoria econômica e em estimativa empírica de relações derivadas de teoria por meio de métodos estatísticos, tais como regressão. Teorias econômicas relevantes que fornecem informação à aplicação em LULC (1) focalizam o modo como fatores como a terra, trabalho e capital são organizados em atividades de produção de modo a viabilizar os bens produzidos para os consumidores, e (2) representam o modo como as economias evoluem ao longo do tempo, referido como a dinâmica do sistema econômico [Walker, 2004]. A função da produção é central a qualquer esforço de modelagem econométrica de LULC, dado que ela representa o meio pelo qual um agente econômico associa seus objetivos, tais como a maximização de lucros, ao uso da terra. Por exemplo, se a avaliação de uma parcela

florestal de terra indicar que a atividade agrícola nessa área é lucrativa, então os fatores de produção, inclusive a terra, se combinam sob a orientação do fazendeiro para produzir os produtos de interesse, fazendo com que a floresta seja removida no processo. Nessa representação, a função da produção é a matriz técnica que liga insumos e produtos da atividade em questão, isto é, a atividade agrícola [ver Asner *et al.*, neste volume; Walker *et al.*, neste volume; Brondizio *et al.*, neste volume].

A função da produção descreve apenas relações técnicas, e para transformá-la em um conceito operacional de modelagem é necessário introduzir comportamentos similares aos dos humanos, que reflitam hipóteses sobre o modo como as pessoas irão agir sob certas condições e diante da estrutura institucional da economia. Embora o mundo real mostre uma imensa variação nesse aspecto, e a pesquisa publicada sobre desmatamento na Amazônia, na qual um modelo teórico está explicitamente descrito, os pressupostos tipicamente declarados são que os indivíduos maximizam lucros e que o fazem em mercados competitivos tanto para insumos como produtos [ex., Walker, 2004]. Essas hipóteses permitem a derivação de curvas de demanda para todos os fatores de produção, considerando que o produtor se vê diante de mercados perfeitamente flexíveis ou preços fixos. Na análise do desmatamento, a demanda “derivada” por terra é de importância fundamental, e o que se procura analiticamente é sua extensão e localização em termos das características qualitativas do recurso, bem como os aspectos importantes do ambiente econômico tais como os custos de transporte, que afetam os preços do produtor tanto de insumos como de produtos. Se possível, cabe também distinguir as diferenças do uso da terra, entre terras dedicadas a culturas, pastagens ou ao pousio, embora o principal impacto ambiental, ou seja, a perda de floresta seja o mesmo, independentemente do modo como a terra é usada depois da derrubada.

Ignorar a função da produção e seus conceitos secundários, a demanda derivada por terra, traz riscos ao analista, dada a alta probabilidade de avaliar um modelo incorreto. Isso é para dizer que, a curva de demanda derivada, uma função matemática, fornece uma lista de variáveis que devem ser consideradas ao se usar a estatística

para ajustar os modelos econométricos. Outras questões potenciais surgem ao ajustar qualquer um desses modelos, além de especificar a lista correta de variáveis. Contextos geográficos podem se alterar maneiras sutis, introduzindo vieses aos resultados, assim como pode a heterogeneidade de agentes ativos na paisagem. Por exemplo, os impulsos de maximização de lucros de um produtor em atividade de rotação de cultivo em pequena escala possivelmente sejam diferentes daqueles do fazendeiro bem capitalizado. Por último, as armadilhas ficam atentas à aplicação descuidada de qualquer modelo econométrico que não dê atenção às relações subjacentes entre variáveis.

Até este ponto, a discussão teve natureza estática, na qual a LULC é uma demanda por terra derivada das necessidades de produção advindas de uma função de produção e do comportamento econômico dos agentes envolvidos, neste caso, o fazendeiro ou produtor amazônico. Essa declaração simplista está em conformidade com a equação

$$Y = f(X),$$

onde Y é a “variável dependente”, neste caso, uma medida de LULC tal como o desmatamento, e X é um vetor de “variáveis independentes” que afeta a demanda derivada por terra, tal como a característica qualitativa do recurso e as medidas que afetam os preços de insumos e produtos, o tão chamado mercado, ou fatores de von Thünen. É mais comum presumir que a função $f(X)$ seja linear, embora as transformações funcionais de variáveis independentes permitam flexibilidade para representar as relações reais entre as variáveis dependentes e independentes.

A característica diferenciadora de modelos econométricos comparadas a outras abordagens de representação da cobertura vegetal é que a função $f(X)$ baseia-se em teoria estatística, ou seja, teoria da estimativa, e é derivada de observações reais de valores empíricos de Y e X ; além disso, a relação matemática tão determinada possui certas propriedades de optimalidade. Por exemplo, se a função é linear em X , as relações matemáticas transferem para

$$Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_kX_k$$

para as variáveis independentes de k , onde $X = (X_1, X_2, \dots, X_k)$. De fato, existe um número infinito de valores possíveis para b nessa equação e o desafio é tomar uma decisão informada sobre isso. A abordagem econométrica encontra um conjunto peculiar de valores ligando a observação empírica em Y e os valores de X , um conjunto que reduz o erro ao quadrado entre os valores observados de Y , e seu valor estimado, determinado pela soma dos produtos no termo direito da equação.

Conforme sugerido, a demonstração do modelo, conforme apresentada, é inerentemente estática. Essa é uma abstração importante, dado que os sistemas econômicos são dinâmicos e o desmatamento é uma mudança dinâmica na cobertura vegetal. Portanto, as projeções econométricas de LULC de necessidade levam em consideração a dinâmica da situação, a qual impõe exigências substanciais aos dados na análise. Obviamente, a variável dependente deve se basear em pelo menos dois períodos de tempo distintos que mostrem a extensão da floresta nas unidades observacionais, sejam estados, municípios, ou pixels altamente desagregados. Esse mesmo aspecto se aplica às variáveis independentes, tais como o crescimento populacional e a extensão de elementos chave da infraestrutura para redução de custo como rodovias [ver *Pfaff et al.*, neste volume]. É claro que certos efeitos chamados “fixos” permanecem constantes ao longo do tempo, tais como a qualidade do solo, relevo topográfico e aspectos microclimáticos, deixando-se de lado, obviamente, o aquecimento global ou retroalimentações de clima-vegetação [ver capítulos da seção 2]. Desse modo, a variável Y que representa desmatamento na equação acima é, na verdade, o resultado de medições, ou

$$Y_t = F_{t-1} - F_t,$$

onde o desmatamento até o tempo t é determinado como a quantia que ocorre no intervalo, $t - 1$ para t , com a extensão de cobertura vegetal, F , medida no início e final do período. Um modelo com dinâmica pode ser especificado como

$$Y_t = b_0 + b_tX_t + bX,$$

onde X_t que contém variáveis independentes que se alteram ao longo do tempo, e X é o vetor

daqueles que não se alteram; os valores de **b**, neste caso, são vetores de coeficientes cujos elementos correspondem à variáveis específicas.

O trabalho econométrico do desmatamento na Amazônia tem uma longa história que se originou no modelo seminal de Reis e colegas [*Reis e Guzmán, 1994; Anderson e Reis, 1997*], os primeiros a aplicar o conceito de demanda derivada nesse contexto. Os estudos iniciais mostraram uma tendência a serem desenvolvidos em escalas relativamente agregadas (ex., municipalidades), e tiveram o objetivo de adquirir conhecimento sobre as forças do desmatamento e não o de projetar cenários futuros plausíveis [*Pfaff, 1999*]. Com o advento das tecnologias de sistemas de informações georeferenciadas e de sensoriamento remoto, houve considerável desagregação no trabalho estatístico e as equações são agora estimadas com base em observações de dados censuários regionais e até em escala de pixel [ex., *Chomitz e Gray, 1996; Mertens et al., 2000; Cropper et al., 2001; Nelson et al., 2001; Moore et al., 2007*], inclusive para a Amazônia [ex., *Chomitz e Thomas, 2003; Pfaff et al., 2007*], incluindo a Amazônia [ex., *Chomitz e Thomas, 2003; Pfaff et al., 2007*]. Com tanto interesse na perda da floresta amazônica, pesquisadores têm voltado suas atenções para a previsão, utilizando modelos econométricos, tais como aqueles aqui descritos como ferramentas de previsão [*Anderson et al., 2002*].

4.2. Modelos Econométricos na Prática: Desmatamento na Amazônia

Um exemplo de modelo econométrico desenvolvido com apoio do programa LBA é descrito por *Walker e Reis [2007]* e *Pfaff et al. [2007]*. Os resultados, bem como os dados desse trabalho, estão aqui apresentados como exemplo de previsão relevante para a Amazônia.

A intenção do modelo foi projetar paisagens amazônicas futuras até 2020, a partir de cenários alternativos determinados por investimentos em infraestrutura, regimes de governança ambiental e crescimento populacional. O modelo econométrico foi primeiramente estimado por unidades censuárias por meio de dados de desmatamento do período de 1976 – 1987 (mapa do Antropismo, Diagnóstico Ambiental (Instituto Brasileiro de

Geografia e Estatística (IBGE)), escala 1:2.500.000), de 1986 – 1992 (dados de cobertura vegetal TRFIC-MSU, tamanho do pixel reduzido a 200 m), e de 1992 – 2000 (Centro de Informações de Florestas Tropicais Chuvosas – Michigan State University (TRFIC-MSU) e mapas digitais de cobertura vegetal, com tamanho de pixel reduzido a 200 m, do Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por satélite do INPE (PRODES-INPE) (2000). Dados rodoviários forneceram uma variável exógena importante e cobriram os períodos de 1968 – 1975, 1975 – 1983, e 1987 – 1993. Esses dados foram extraídos de mapas, em papel, do Departamento Nacional de Estradas de Rodagem (Mapa Rodoviário, Estados da Amazônia Legal) e combinados com dados de mapas digitais do IBGE (2004: Mapas Interativos de Transportes). As projeções, então, consideraram cenários definidos com base em três fatores, que incluem tendências de crescimento populacional, a natureza de investimentos previstos em infraestrutura e esforços de governança, expressos na intensidade do controle para a conservação florestal de áreas protegidas e de propriedades privadas. Foram consideradas apenas as porções da Bacia Amazônica fora da região do cerrado.

As projeções demográficas consideraram dois futuros plausíveis, o primeiro incluiu tendências atuais de fertilidade, mortalidade e migração projetadas para até 2020, e o outro com aumento de emigração da região (o que implica redução do crescimento populacional). Para as análises demográficas foram acessados os arquivos de dados do censo demográfico brasileiro de 2000 e utilizadas as estruturas etárias de homens e mulheres e taxas específicas de fecundidade por idade (baseadas em crianças nascidas de mulheres com idades em período reprodutivo), índice de sobrevivência infantil (para estimar a expectativa de vida e curvas de mortalidade baseadas em tabelas de modelo de vida), e migração e emigração durante 1995 – 2000 (resultando na migração líquida, que foi anualizada para os objetivos de projeção para além de 2000).

Figura 1. Crescimento Populacional Esperado, Investimentos em Rodovias e Baixa Governança.

Desmatamento em 2020, Cenário 1: Crescimento Populacional Esperado, Investimentos do Avanço Brasil, sem governança.

Figura 2. Crescimento Populacional Esperado, Investimentos em Rodovias e Governança Parcial.

Desmatamento em 2020, Cenário 2: Crescimento Populacional Esperado, Investimentos do Avanço Brasil, Governança Parcial.

Figura 3. Crescimento Populacional Esperado, Nenhum Investimento em Rodovias e Governança Parcial

Desmatamento em 2020, Cenário 3: Crescimento Populacional Esperado, Nenhum Investimento do Avanço Brasil, Governança Parcial.

Figura 4. Crescimento Populacional Esperado, Nenhum Investimento em Rodovias e Alta Governança

Desmatamento em 2020, Cenário 4: Baixo Crescimento Populacional, Nenhum Investimento do Avanço Brasil, Governança Completa.

Dois cenários de investimentos em infraestrutura foram também considerados. Para isso o modelo focalizou os projetos de rodovias do *Avanço Brasil* e programas subsequentes, e utilizou documentos oficiais para criar uma cobertura de dados que permitisse mudanças nas medidas das variáveis que resultariam de rodovias, caso os projetos fossem implantados. Os dois cenários de infraestrutura foram projetados para 2020, com e sem as melhorias do sistema de transporte do *Avanço Brasil*.

Para governança, três graus de efetividade de contenção do desenvolvimento de terras públicas e privadas foram avaliados. No caso de “não governança”, o desenvolvimento (e LULCC) ocorreu sem limitação, enquanto que no caso de “perfeita governança” não houve nenhuma mudança em terras públicas e as propriedades privadas foram somente desmatadas em, no máximo, 20% de sua extensão (com exceção, é claro, de áreas que já tinham excedido esse percentual). No caso de governança “média”, houve 100% de preservação das áreas protegidas pelo governo federal, a maioria parques nacionais e reservas indígenas (ou seja, não ocorreu desmatamento); em terras federais para “uso sustentável” (ex., florestas nacionais) e áreas

protegidas pelo estado houve 75% de preservação (ou até 25% de desmatamento); e em terras estaduais protegidas para uso sustentável (ex., florestas estaduais) houve 50% de preservação. E ainda, uma regulamentação de 50% aplicada às propriedades privadas (i.e., proibição de desmatamento superior a 50%).

O modelo foi ajustado com dados empíricos de períodos passados, e a partir disso as mudanças projetadas em variáveis independentes (quando relevantes) foram aplicadas com parâmetros estimados para projetar a magnitude do desmatamento em 2020. Apresentamos a seguir os resultados que possibilitam comparações sistemáticas entre os cenários. No cenário que considera o crescimento populacional, investimentos do Avanço Brasil e nenhuma governança (referido a partir de agora como Cenário 1), o desmatamento atinge 31% em 2020 (Figura 1); no cenário que contempla crescimento populacional, investimentos do Avanço Brasil e governança média (Cenário 2), o desmatamento é de 19% (Figura 2); no cenário com crescimento populacional, sem nenhum investimento do Avanço Brasil e governança média (Cenário 3), o desmatamento é de 19% em 2020 (Figura 3); e com baixo crescimento populacional, sem nenhum investimento do Avanço Brasil e completa governança (Cenário 4), o desmatamento atinge 16% (Figura 4). A importância para o debate sobre a melhoria das rodovias na Amazônia está nos resultados dos Cenários 2 e 3, sem e com o Avanço Brasil, que incluem níveis de crescimento populacional e governança média. Observe que não há quase nenhuma diferença relativa ao desmatamento em 2020 entre os cenários 2 e 3, o que indica impacto mínimo dos projetos de infraestrutura, conforme descritos. É importante ter em mente, entretanto, que essas projeções consideram apenas os projetos rodoviários do Avanço Brasil os quais, em sua quase totalidade, compreendem a pavimentação de rodovias pré-existentes em regiões onde o LULCC ocorre há décadas.

4.3. Modelos Econométricos de LULCC: Forças e Limitações

Os modelos econométricos podem então ajustar dados empíricos e aplicar os parâmetros estimados a dados projetados para construir

cenários futuros de LULCC. Uma força dos modelos econométricos é a ênfase na calibração, i.e., especificação do modelo e diagnóstico de problemas de estimativa em razão de vieses, inconsistências e outras armadilhas potenciais de estimação, bem como o uso de parâmetros não estimados diretamente no modelo, tais como quando extraídos de outros estudos. Regressões propiciam estimativas pontuais de parâmetros, que são tipicamente combinadas com estatísticas inferenciais para obtenção de estimativas de erro provável nas estimativas dos parâmetros. Consequentemente, os modelos econométricos são muito úteis para verificar ou falsear empiricamente as hipóteses teóricas sobre as variáveis mais importantes de LULCC.

Uma questão chave de modelagem de LULCC, outra força dos modelos econométricos, diz respeito à manipulação de dados espaciais. O exemplo mostrado aqui baseou-se em modelos econométricos que permitem a autocorrelação espacial, ou seja, a associação estatística na medição entre unidades espaciais de observação [Anselin, 1988, 2003]. Isso foi necessário porque o desmatamento na Amazônia ocorre amplamente ao longo de corredores rodoviários, que se estendem através de pixels, unidades censuárias, municipalidades e outras unidades de análise. Testes de econometria espacial conseguem avaliar a significância estatística da autocorrelação, bem como identificar o modelo econométrico apropriado que melhor responda à autocorrelação espacial para estimar parâmetros não tendenciosos [cf. Perz e Skole, 2003; Pfaff et al., 2007].

Os exemplos seguintes também salientam limitações, ou pelo menos as dificuldades, de trabalhar com modelos econométricos. Em processos dinâmicos como a LULCC, são necessários dados multitemporais, preferencialmente de três ou mais pontos temporais para se determinar se ocorrem não linearidades nas mudanças ao longo do tempo. Isso impõe sérias exigências quanto aos dados. Do mesmo modo, os modelos econométricos tais como regressão linear, por padrão, pressupõem a linearidade nas relações entre variáveis, o que não é necessariamente o caso. Embora as transformações disponíveis para dar conta da linearidade em geral sejam fáceis de fazer, elas requerem tempo para uma avaliação completa.

Outra questão importante de modelos econométricos para desenvolvimento de cenário é a endogeneidade. Em muitos modelos de LULCC, há causalidade e simultaneidade múltiplas entre as variáveis disponíveis, e se isso for ignorado e uma simples relação causal unilateral for categoricamente pressuposta na especificação do modelo, os resultados poderão ser tendenciosos e, muito provavelmente, incorretos. Modelos estáticos não incorporam facilmente as causalidades múltiplas. Além disso, modelos dinâmicos com dados de painel podem conseguir ou não capturar retroalimentações que ocorrem ao longo do tempo, dependendo se as etapas temporais propiciadas pelos dados disponíveis correspondem aos processos reais de retroalimentação em operação. A econometria, entretanto, inclui testes diagnósticos de presença de endogeneidade bem como métodos específicos que incluem modelos instrumentais variáveis e outros que possam responder pela simultaneidade entre variáveis. A escolha da especificação mais apropriada depende da faixa de variáveis endógenas e da disponibilidade de variáveis instrumentais (i.e., variáveis relacionadas a uma, mas não a todas as variáveis endógenas que podem ser usadas para estimar valores das variáveis endógenas relacionadas).

Uma preocupação final com modelos econométricos é a questão de escala. A teoria econômica reconhece processos em níveis micro e macro e modelos econométricos, inclusive aqueles apresentados aqui, que respondem por mecanismos em escala específica que podem influenciar a LULCC. Essas são simplificações úteis, pois permitem modelos controláveis. Mas, as limitações na disponibilidade de dados em geral significam que a modelagem de LULCC de uma grande área como a Amazônia brasileira requer, por exemplo, o uso de dados agregados ao invés de dados individuais ou de toda a economia, onde a teoria econômica coloca sua ênfase. Isso se resolve teoricamente em economia, pressupondo-se que as preferências individuais se somam cumulativamente àquelas que se manifestam em cálculos agregados, uma simplificação que pode ocultar importantes diferenças entre grupos de interesse, comunidades locais e outros atores sociais que podem também afetar a LULCC [Wood, 2002]. A existência de forças propulsoras de LULCC que operam muitos níveis de uma escala e nas

interações entre eles em processos intercruzados complicam o entendimento dos mecanismos que afetam a LULCC e que em geral são tratados de modo limitado em modelos econométricos [ex., *Brown et al.* 2004a: 399–400; *Evans et al.*, 2005]. A modelagem econométrica multinível oferece um meio de tratar esses interesses, mas modelos multiníveis ainda são dificultados pela limitação de disponibilidade de dados.

5. MODELOS DE SIMULAÇÃO DINÂMICA

Em muitos aspectos, os modelos de simulação dinâmica complementam modelos econométricos ao evitar muitas das limitações de estimação estatística. Enquanto os modelos econométricos geralmente se desenvolvem indutivamente e trabalham a partir de dados disponíveis que, de certo modo, podem ser limitados, os modelos de simulação dinâmica se desenvolvem mais dedutivamente e tomam como ponto de partida o que se conhece sobre um sistema e o utiliza para informar pressupostos de um modelo e avaliar o comportamento do sistema. Isso também libera a modelagem de simulação dinâmica de exigências para trabalhar somente com unidades espaciais à mão em dados disponíveis. Simulações dinâmicas podem também construir pressupostos sobre contágio espacial (que resulta em autocorrelação espacial) e processos de cruzamento de escalas (através de quaisquer dos vários níveis da escala).

Nesta seção, discutimos as bases da modelagem de simulação dinâmica na teoria da complexidade (de sistemas) e focalizamos o caso de LULCC. Damos particular atenção à ligação do padrão ao processo, à consideração de fatores exógenos e endógenos, e às interações cruzadas entre escalas. Focalizamos então o uso de autômato celular (AC) e modelos baseados em agentes (MBAs) como elementos chave em modelagem de simulação dinâmica. Iniciamos com a discussão da organização espacial e o modo como os modelos AC são equipados para examinar a estrutura espacial com o emprego de células de grade padrão e um conjunto de regras para guiar a simulação. Discutimos como os MBAs são usados para incorporar as interações entre agentes humanos e a dinâmica da paisagem na qual eles interagem, usando regras que descrevem

comportamentos de agentes e retroalimentações ambientais que influenciam decisões subsequentes do agente sobre o uso da terra. A partir dessas discussões gerais de AC e MBAs na modelagem de LULCC, damos exemplos de modelos de simulação dinâmica aplicados à LULCC na Amazônia equatoriana. Por fim, salientamos como os modelos econométricos podem ser usados para informar modelos de simulação dinâmica. Concluimos com uma discussão sobre as forças e limitações de modelagem de simulação dinâmica, conforme aplicada à LULCC.

5.1. Teoria da Complexidade e Modelos Espaciais

Um sistema complexo é aquele no qual seus múltiplos componentes interagem de modo a associar padrões e processos através de escalas. A natureza complexa de tais sistemas é vista como emergente de não linearidades devido ao grande número de interações que envolvem retroalimentações que ocorrem dentro do sistema [*Cilliers*, 1998; *Malanson*, 1999; *Malanson et al.*, 2006; *Crawford et al.*, 2005]. A teoria da complexidade sustenta que os sistemas não podem ser entendidos adequadamente sem um foco nas retroalimentações e nas não linearidades que levam aos fenômenos emergentes em múltiplas escalas [*Matthews et al.*, 1999; *Manson*, 2001].

As teorias da complexidade estão sendo empregadas para examinar as causas e consequências da dinâmica de LULCC na Amazônia e além de seus domínios. Estudos da dinâmica de LULCC que buscam propriedades universais em sistemas espacialmente estendidos ressaltam os mecanismos de retroalimentação e limiares críticos para ligar pessoas, lugar e o ambiente através de escalas espaciais e temporais e, ainda, procurar entender comportamentos e trajetórias de sistemas influenciadas por relações de processo padrão e dinâmica de sistema [*Matthews et al.*, 1999; *Manson*, 2001]. As propriedades que emergem de retroalimentações locais não lineares restringem o desenvolvimento de padrões de LULCC e podem produzir um sistema com estados identificáveis de alternativas futuras no qual as instabilidades podem “pular” de um sistema para um outro regime

comportamental por meio de mudança nos padrões e processos que controlam a mudança no uso da terra [Wolfram, 1984; Blackman, 2000].

Abordagens de modelagem espacialmente explícitas tais como AC e MBAs são altamente adequadas para o estudo da dinâmica de paisagens, teoria da complexidade e para entender o modo como os padrões de paisagem se formam e se desenvolvem. Essas abordagens de modelagem permitem aos pesquisadores de LULCC estudar os padrões por meio de simulações espaciais, identificar explicações plausíveis para padrões específicos de paisagens, avaliar fatores endógenos e exógenos em trajetórias específicas de mudança de paisagem, e desenvolver estados de sistemas alternativos como cenários de LULCC. Modelos de simulação dinâmica permitem, então, o desenvolvimento dedutivo de cenários, isto é, a identificação de trajetórias prováveis de LULCC baseadas em pressupostos teóricos acerca da operação de um sistema complexo.

5.2. Organização Espacial e Modelos

A organização espacial de paisagens se manifesta de várias formas através de escalas. A natureza da forma pode mudar com mudanças na escala, produzindo mudanças na homogeneidade ou heterogeneidade da paisagem [Turner et al., 1989; Atkinson e Tate, 2000]. Entender a natureza e a gênese dessas respectivas características espaciais é uma questão computacional no domínio da ecologia [Levin, 1992; Stoms, 1994; Turner et al., 1989]. Dado que as variáveis são inerentemente espaciais, a variação espacial das variáveis em uma paisagem se dá em função de processos endógenos e exógenos que ocorrem nessa paisagem [Turner, 1990]. A avaliação de variabilidade de paisagem pode incluir métricas padrão [Li e Wu, 2004], nas quais as mudanças no padrão espacial indicam mudanças nos processos subjacentes ou nas condições iniciais [Meentemeyer, 1989; Levin, 1992; Qi e Wu, 1996]. Pressupostos acerca de relações entre padrão e processo têm sido usados para caracterizar trajetórias de paisagem e estabelecer comparações entre múltiplas paisagens através do espaço e tempo [Rindfuss et al., 2007].

Os ACs são modelos baseados em grades e espacialmente explícitos que possibilitam a avaliação da geração de padrão de paisagens com

base em pressupostos acerca dos processos entendidos como geradores de certos padrões. Os modelos AC geralmente operam em células contíguas e homogêneas no sentido de que elas podem se apropriar de um, dentre um conjunto comum de estados possíveis (i.e., categorias de cobertura da terra).

Os modelos AC incorporam regras para mudanças nos estados celulares. As regras baseiam-se no entendimento de processos do modelador que atua na paisagem e expectativas sobre o padrão de paisagem resultante. Mais especificamente, as regras podem refletir relações ecológicas pressupostas entre as variáveis do modelo, as características de células vizinhas (processos espaciais que refletem padrões esperados), e mudanças passadas na célula (endogeneidade e retroalimentações).

Os modelos AC são recorrentes e calculam mudanças nas células ao longo do tempo. Isso permite observações de mudança complexa em escalas múltiplas em circunstâncias controladas. Os modelos CA permitem testar processos que produzem padrões específicos que, em teoria, ocorrem em uma ou outra escala, dentre as várias possíveis. Além disso, os modelos AC podem ser repetidos com uma variedade de condições iniciais ou pressuposições sobre os processos de mudança para verificar se as métricas padrão esperadas na paisagem ainda emergem. Trajetórias padrão de quase todos os estados iniciais tendem a convergir ao longo do tempo para estados “atraentes” específicos. Esses estados “atraentes” incluem uma pequena fração da lista total de todos os estados possíveis, demonstrando o processo de evolução irreversível, uma auto-organização referida frequentemente referida na literatura sobre complexidade.

Ao se buscar padrões de repetição em múltiplas escalas espaciais e temporais, torna-se possível caracterizar a complexidade de um sistema, pelo menos em termos limitados. Há quatro classes de modelos AC em termos da complexidade dos padrões da dinâmica que eles geram [Wolfram, 1984]: (1) evolução para um arranjo homogêneo, (2) evolução em estruturas periódicas infundáveis de ciclagem, (3) evolução produzindo padrões aleatórios e (4) padrões complexos com estruturas localizadas que se alteram no espaço e tempo. Na última dessas

classes, o tipo desejado, um padrão final particular pode se desenvolver a partir de muitas condições iniciais diferentes. Esses tipos de sistemas requerem complexidade computacional ou algorítmica igual à simulação explícita em operação [Manson, 2001]. Esses sistemas são, com efeito, imprevisíveis no sentido puramente determinista e devem ser resolvidos por simulação explícita. A auto-organização e a natureza dos estados “atraidores” determinam a forma e a extensão dos padrões emergentes finais.

Alguns sistemas contêm variáveis múltiplas com complexidade aparente; entretanto, um sistema baseado em múltiplas variáveis não garante, em si mesmo, a complexidade. Por natureza, múltiplas interações impossíveis de serem caracterizadas por meio de formas matemáticas dão a aparência de “complexidade” embora, de fato, possam ser definidas mais precisamente como “complicadas”. Essa distinção é fundamental em qualquer esforço de modelagem que se quer que seja baseado em sistemas complexos. Com frequência, os ambientes de modelagem encontrados na literatura confundem os dois. Especificar rigidamente os modelos cria uma situação em que os resultados são pré-ordenados, e a “complexidade” é controlada de uma maneira que viola os pressupostos subjacentes aos sistemas complexos.

5.3. Modelos Baseados em Agente

Os MBAs incorporam agentes humanos que tomam decisões que afetam as células de uma paisagem modelada [Parker et al., 2003]. Dessa forma, os MBAs vão além dos modelos AC devido a incorporação de ação humana ao se associar as decisões humanas às características da paisagem. Os agentes têm suas próprias características (vários tipos de bens, preferências sobre objetivos, etc.) que complementam as características da paisagem. A ação humana é incorporada com a adição de um modelo de decisão humana ligado ao modelo AC. Geralmente, no contexto dos MBAs para o caso de LULCC, pressupõe-se que os agentes atuem racionalmente para maximizar sua utilidade via ação econômica. Isso levanta questões acerca de informações incompletas e

outros aspectos ligados à racionalidade [Parker et al., 2003; Evans et al., 2005].

Como os modelos AC, os MBAs são recorrentes e permitem simulações dinâmicas. Agentes e paisagens recebem valores iniciais, os agentes tomam decisões durante a primeira fase temporal, o modelo gera os resultados no nível celular baseado nas decisões do agente para modificar a paisagem e baseado em processos ecológicos, os agentes e as células da paisagem recebem valores modificados, e o ciclo se repete. Os MBAs podem incorporar o aprendizado do agente, de tal modo que os resultados que não maximizam a utilidade produzem decisões diferentes mais tarde. Por meio de muitos passos temporais, os MBAs então geram mudanças espacialmente explícitas nas paisagens, bem como as características de agentes (ex., mudanças nos recursos, bens), que podem ser não lineares.

Como o próprio nome sugere, os MBAs enfatizam os determinantes imediatos de LULCC via foco nas decisões humanas que alteram a paisagem diretamente, mas os MBAs podem servir como o alicerce de modelos baseados em multiagentes [Parker et al., 2003]. Nesse contexto, múltiplos agentes, com características variadas, tomam decisões sobre diferentes parcelas de terra, cada uma com suas próprias características ecológicas. Agentes podem interagir e influenciar um ao outro e, juntos, eles participam dos mercados. Interações entre agentes e mudanças no preço de mercado, juntamente com fatores biofísicos, constituem as oportunidades contextuais e as limitações dos agentes individuais que podem modificar a tomada de decisão. Os MBAs com agentes múltiplos, portanto, incorporam os elementos dinâmicos de agentes e paisagens, permitindo a observação da dependência tempo-espaco na tomada de decisão e mudança na paisagem, observação de fatores exógenos e endógenos, e mecanismos de retroalimentação e limiares críticos. Ao simular as ações individuais de uma grande diversidade de agentes e caracterizar o comportamento do sistema resultante e as consequências ao longo do tempo, os MBAs podem ser ferramentas úteis para o estudo dos efeitos de processos nos padrões, e dos padrões nos processos, que operam em múltiplas escalas.

Experimentação é a chave para entender ambientes similares e diferentes, ambientes

desenhados por processos similares e diferentes, e ambientes influenciados pelo contexto de lugar onde a síntese ou destilação de relações entre padrão e processos através dos sítios pode ser difícil de discernir. Ao se levar em conta a existência de atributos comuns e diferentes na estrutura, função e evolução através do tempo e espaço, os MBAs oferecem a possibilidade de um entendimento claro e considerável sobre a dinâmica do sistema. Experimentos baseados em agente proporcionam flexibilidade e considerável poder analítico para examinar, por exemplo, os efeitos da implementação de uma proposta política.

Os MBAs têm sido usados recentemente para explorar sistemas complexos nos casos de LULCC [Deadman et al., 2004; Evans e Kelly, 2004; Brown et al., 2004b, 2005; An et al., 2005], migração rural para a área urbana [Jaylson et al., 2006], manejo de ecossistema [Nute, 2004; Bousquet et al., 2001], e economia agrícola [Berger, 2001]. Os MBAs usam enfoque ascendente para permitir a testagem de teorias alternativas para explicar padrões específicos observáveis [Grimm e Railsback, 2005]. A geração de diferentes tipos de padrões de paisagem através do tempo e espaço baseada em diferentes abordagens teóricas produz um conjunto de cenários futuros de mudança que podem incluir mudanças endógenas e impactos exógenos, as quais podem alterar trajetórias de mudança na paisagem. O comportamento emergente é visto em escala regional como um efeito de ações e padrões em cenários locais [Malanson, 1999; Walsh et al., 2006, 2008a].

5.4. Aplicações da Teoria da Complexidade e Modelos de Simulação para LULCC na Amazônia Equatoriana

As fronteiras de florestas tropicais têm sido estudadas como sistemas auto-organizados e complexos. Por exemplo, Malanson et al. [2006] usaram as distribuições com base legal de avanços de desmatamento para sugerir a emergência de complexidade na Amazônia equatoriana do norte. Os autores relataram a existência de uma “frente de desenvolvimento” que ocorre como consequência de ações coletivas de proprietários

rurais individuais e suas decisões sobre desmatamento e extensificação agrícola. A frente de desenvolvimento manifestou-se como uma onda de conversão de terra na paisagem em escala regional [Walsh et al., 2008a].

Messina e Walsh [2001, 2005] desenvolveram simulações espacialmente explícitas com abordagem de AC para examinar a LULCC, i.e., desmatamento, urbanização e extensificação agrícola na Amazônia equatoriana, bem como as taxas e padrões espaciais de conversão de terra relativa a um conjunto de condições iniciais, processos espaciais, e crescimento ou regras de transição. Os resultados sugeriram que uma paisagem mais homogênea desenvolveu-se ao longo do tempo como consequência da tomada de decisão em nível domiciliar, principalmente influenciada pela demografia domiciliar, doações de recurso de fazendas e acessibilidade geográfica de moradores a rodovias, mercados e centros administrativos, um cenário que se encaixa no entendimento teórico sobre o modo como a migração de fazendeiros para fazendas existentes por meio de compra e subdivisão de terrenos, juntamente com o crescimento populacional e de serviços, transforma a paisagem natural.

Pesquisa subsequente de AC [Walsh et al., 2008b] examinou as ligações entre pessoas e o ambiente mediante a consideração explícita das relações entre padrão e processo e a natureza dos mecanismos de retroalimentação, dentre muitos fatores que influenciam a LULCC. Nessa pesquisa, a abordagem de modelagem AC enfatiza as dimensões humanas de LULCC com a inclusão de características socioeconômicas e demográficas em nível domiciliar, dados biofísicos que descrevem doações de recursos de fazendas, acessibilidade de fazendas à rodovias e comunidades, e a natureza evolutiva das interações homem-ambiente ao longo do tempo e espaço em resposta a inúmeros fatores exógenos e endógenos. As informações originaram-se de dados censuários da população equatoriana, levantamento domiciliar longitudinal realizado pelo Ecuador Project Team em 1990 e 1999, um levantamento seccional cruzado de comunidades realizado em 2000, cobertura pelo Sistema de Informação Geográfica (SIG) para indicação do acesso geográfico de fazendas às estradas e comunidades, série temporal de LULCC baseada em imageamento de satélite usado para dar início

ao modelo AC e criar probabilidades de transição de paisagem e orientar simulações espaciais. Os cenários de LULCC foram examinados comparando-se resultados gerados por um modelo de base AC e um modelo alternativo AC para explorar os efeitos de aumentos de renda familiar sobre os padrões de mudança e uso da terra no âmbito da propriedade rural, como consequência da melhoria da acessibilidade geográfica às estradas e comunidades e do aumento de emprego fora da propriedade rural. Os resultados indicam que o aumento de renda familiar está associado ao aumento de áreas destinadas à pastagem e cultivo. Além disso, mais áreas de sucessão de floresta secundária ocorrem como consequência do maior acesso às estradas e comunidades, o que cria condições para melhores oportunidades de trabalho fora do âmbito da propriedade rural e níveis mais altos de renda familiar.

5.5 Modelos Econométricos, Modelos de Simulação e LULCC

Até este ponto, tratamos os modelos econométricos e modelos de simulação dinâmica como abordagens separadas relativamente à modelagem de LULCC para o desenvolvimento de cenário. Observamos, entretanto, que os dois tipos de modelos têm certas complementaridades e podem ser usados para informar um ao outro. Relatamos aqui análises econométricas de LULCC na Amazônia equatoriana. Cada um dos exemplos seguintes é formulado sobre dados empíricos, focaliza métricas padrão e analisa a métrica utilizada em modelos econométricos com dados familiares. Os resultados indicam quais as variáveis importantes em vários resultados de LULC e podem servir como base para regras de tomada de decisão pelo agente, e consideração de processos que operam em escalas mais amplas, tais como a comunidade ou níveis de paisagem para informar MBAs e simulações dinâmicas.

Pan et al. [2004] estudaram a composição e a organização espacial do desmatamento, agricultura e sucessão secundária no nível da propriedade rural na Amazônia equatoriana por meio da integração de dados de levantamento familiar de 1990 e 1999 e dados de séries temporais de imageamento por satélite. Métricas padrão para LULC foram calculadas para a propriedade rural

mediante a geração de uma classificação digital híbrida de dados do Mapeador Temático Landsat. Modelos lineares generalizados mistos foram então usados para estudar relações entre padrão e processo em 1990 e 1999, usando várias medidas de estrutura espacial (i.e., métrica de padrão ecológico) no nível de paisagem como variáveis dependentes. Os resultados indicaram que o rápido crescimento populacional causou subdivisão substancial de terrenos os quais, por sua vez, criaram uma paisagem mais complexa em 1999 do que em 1990. Fatores chave para a previsão da organização espacial da paisagem no âmbito da propriedade foram a densidade e a composição populacional, fragmentação da posse do terreno, expansão das redes rodoviária e elétrica, idade do terreno e topografia.

Messina et al. [2006] exploraram as várias trajetórias de mudança na paisagem como resultado de diferentes graus de proteção dentro e fora da Reserva Cuyabeno Wildlife no nordeste do Equador usando métricas ecológicas padrão, série temporal de imagem de satélite, e modelos neutros. Resultados indicam que a LULCC ocorreu no contexto de conflitos atribuídos aos sistemas emergentes de posse da terra no entorno da Reserva Cuyabeno Wildlife. A floresta patrimonial, uma categoria de uso restrito de terras cedidas aos colonizadores que tinham se assentado na reserva, facilitou a colonização e os títulos de terra pública. Mudanças no grau de proteção e a implementação de áreas de proteção aceleraram o processo de fragmentação e exacerbaram o conflito entre o desenvolvimento e a proteção, resultando em um desvio pronunciado da estrutura espacial da paisagem daquele que se esperava em termos teóricos. Mudanças no arrendamento da terra e a implantação de áreas de proteção exacerbaram o processo de desmatamento e a fragmentação da floresta.

Mena et al. [2006] analisaram os determinantes de desmatamento e de sucessão secundária nos limites da área de proteção da Reserva Cuyabeno Wildlife por meio de levantamento socioeconômico e demográfico realizado pelo Ministério do Ambiente do Equador e um modelo de regressão espacial para dar conta da autocorrelação espacial. Os resultados indicaram que diferentes combinações de fatores contribuíram para a geração de floresta secundária e terras de pousio em 1990 e 1999. Emprego fora

da propriedade, bens familiares e adultos do sexo masculino na propriedade rural foram consistentemente significativos no modelo. Outros fatores importantes incluíram a porcentagem da propriedade rural com registro legal de propriedade e a distância às fontes de água. Fatores que contribuem para uma mudança na área de floresta secundária e pousio entre 1986 – 1996 e 1996 – 2002 foram o acesso de veículos às propriedades rurais e contratação de mão-de-obra.

Decisões familiares sobre LULCC são configuradas pela associação às fazendas vizinhas, setores desenvolvimentistas (grupos de fazendas) e comunidades locais. Desse modo, uma questão importante na formulação de modelos econométricos é a estimação de variáveis de resultado de soma-zero (quotas de uso da terra) por meio da especificação de efeitos não apenas no âmbito domiciliar, mas também da comunidade. Para isso, um modelo multinível pode ser usado para avaliar a estrutura de covariância com o objetivo de dar conta de heterogeneidade no âmbito da área (i.e., fazendas subdivididas dentro dos limites de setores desenvolvimentistas e/ou em áreas remotas das comunidades), efeitos hierárquicos (i.e., considerar pequenas áreas como parte de áreas maiores), e efeitos espaciais (i.e., ligações espaciais de fazendas a outras fazendas e entre comunidades). *Pan e Bilsborrow* [2005] usaram um modelo multinível para avaliar efeitos da comunidade nos padrões de LULC no plano da propriedade rural, focalizando o número de parcelas em cada classe de LULCC da fazenda. Os resultados indicam que as comunidades com cartórios de registro parecem exercer uma influência maior sobre o número de parcelas de uma fazenda e isso faz com que existam menos áreas de pousio nessas fazendas mais conectadas devido às oportunidades de mercado em cidades vizinhas. Fatores contextuais no âmbito da comunidade afetam significativamente a LULC no nível da fazenda. Além disso, os meses de mão de obra contratada, o tamanho da fazenda, o ano do estabelecimento da fazenda e a mudança na densidade populacional são fatores importantes no padrão de LULCC no nível da fazenda.

5.5. Modelos de Simulação Dinâmica de LULCC: Forças e Limitações

Modelos de simulação dinâmica podem, então, auxiliar o desenvolvimento de cenários de LULCC ligando regras sobre decisões de agentes e mudanças em células de modelos recorrentes que produzem mudança na paisagem ao longo do tempo. Uma força das simulações dinâmicas é que os modelos AC permitem a visualização das mudanças em altas resoluções espaciais e temporais (ex., pixels e anos individuais). As visualizações podem ser interpretadas por pesquisadores, formuladores de políticas públicas e gestores, o que facilita a transferência de conhecimento científico sobre a LULCC para as políticas públicas e suas ações. Outra força de simulações dinâmicas é que os MBAs enfatizam a ligação de tomadas de decisão por gestores da terra à LULCC, permitindo a modelagem dinâmica de determinantes proximais chave de LULCC. Isso pode se basear em expectativas teóricas sobre ações humanas (ex., maximização dos serviços, racionalidade limitada, etc.) ou em dados empíricos de dados pontuais do passado. Por fim, as simulações dinâmicas são também muito adequadas para produzir resultado relativo ao futuro, uma perspectiva que vai além das análises baseadas em dados disponíveis. Isso torna as simulações dinâmicas bem adequadas ao desenvolvimento de cenário, via alterações nos pressupostos de modelo, especialmente aqueles que dizem respeito ao contexto nos quais os agentes operam, tais como as mudanças em ambientes políticos.

A habilidade de simular mudanças em circunstâncias controladas nos modelos de simulação dinâmica permite uma exploração mais profunda do modo como os sistemas complexos funcionam. Isso torna a calibração e a validação das simulações dinâmicas um empreendimento importante. Até o ponto em que os dados passados estiverem disponíveis, os modelos de simulação podem ser calibrados com base em padrões passados de LULCC e em decisões humanas sobre o uso da terra e o modelo resultante pode ser comparado com dados históricos. Podemos também fazer análises de sensibilidade do modelo alterando-se os pressupostos baseados em dados passados e observar como tais alterações afetam os resultados do modelo face aos dados. Pode-se derivar análise de sensibilidade com a modificação das regras das mudanças nas células (i.e., testagem de sensibilidade de parâmetros) ou alteração dos

tamanhos das células (i.e., testagem da dependência de escala), dentre outras possibilidades.

A validação de modelos de simulação tem também recebido considerável atenção e, com frequência, tem sido o foco de pedidos para mais investigação [ex., *Brown et al.*, 2004a; *Evans et al.*, 2005; *Verberg et al.*, 2006]. A validação em geral se refere à avaliação de padrões de resultados, mas pode também se referir à avaliação dos processos que geram os padrões (i.e., estrutura do modelo). Embora os modelos de simulação dinâmica enfatizem a geração de padrão, como nos modelos AC, há necessidade de conduzir a validação não apenas dos padrões resultantes, especialmente de simulações mais longas, mas também de processos que geram tais padrões, especialmente dos MBAs multiagentes. A validação de simulações por meio de comparações de resultado de modelo com dados pontuais de tempo além daqueles disponíveis quando o modelo foi construído em geral enfatiza as comparações com imageamento de satélite. A validação também precisa considerar mudanças nas forçantes do uso da terra, especialmente quando ocorrem mudanças nas trajetórias empíricas de LULC.

Além dos desafios de calibração e validação, os modelos de simulação dinâmica apresentam limitações. Um problema é a questão de se construir modelos de simulação dedutiva (baseados em teoria) ou indutiva (baseados em dados empíricos). Conforme observado aqui, há vantagens em se proceder indutivamente, pois o modelo resultante terá uma base empírica, mas os dados disponíveis podem impor limitações sobre aquilo que é factível. Proceder dedutivamente permite, de alguma forma, maior controle sobre a construção do modelo, o que favorece uma exploração mais direta da dinâmica do sistema em estudo, embora isso suscite outras questões. Uma delas refere-se à ao quão simples ou complicado deve ser o modelo de simulação dinâmica. Embora uma decisão chave deva ser com relação ao número de variáveis e parâmetros a serem incorporados, uma questão relacionada é a quantidade de retroalimentações e relações espaciais a serem incluídas. Conforme observado anteriormente, construir pressupostos mais complicados no modelo pode obscurecer a possibilidade de observar a dinâmica complexa que emerge de pressupostos relativamente simples.

Relacionada a essas questões de modelagem de simulação dinâmica está uma outra limitação importante, ou seja, o fato de que esses modelos não consideram impactos inesperados (“surpresas”), tais como grandes eventos climáticos, mudanças de regime, guerras, e outros.

Permanecem também os desafios pertinentes à escala temporal quando se tenta usar resultados de modelos econométricos para informar modelos de simulação dinâmica [cf. *Evans et al.*, 2005: 211 – 213]. Em princípio, os dois tipos de modelos podem ser complementares como, por exemplo, quando o resultado econométrico produz estimativas de parâmetros para auxiliar o desenho de regras decisórias em MBAs. Entretanto, a escala espacial (tanto a resolução espacial quanto a extensão espacial), assim como a profundidade dos modelos empíricos, raramente se ajusta àquelas desejadas nas simulações dinâmicas. Se os resultados econométricos vêm de dados agregados, há um risco de falácias ecológicas, i.e., imputar comportamentos individuais a partir de dados baseados em agregados, ou pressupor que os mesmos padrões emergem de diferentes escalas espaciais. Do mesmo modo, se os resultados econométricos pertencem a um sítio dentre muitos diversos lugares de uma região tão grande como a Amazônia, as simulações podem também ser consideradas deficientes.

6. CONCLUSÃO

Os métodos de desenvolvimento de cenários variam, mas apesar geralmente demandarem esforços, ainda continuam deficientes em certos aspectos. *Alcamo et al.* [2006] apresentam uma lista de várias necessidades relativas ao desenvolvimento de cenários de LULCC, que inclui mais detalhes sobre as forçantes (processos) subjacentes ao uso da terra, um conjunto expandido de resultados de interesse de LULCC (além do desmatamento para terras agrícolas), a incorporação de eventos extremos e diálogo bidirecional com gestores. Por outro lado, *Verberg et al.* [2006] salientam os avanços em modelagem que se originam de melhorias no desenvolvimento de cenário, notadamente a necessidade de mais métodos sistemáticos para transformar cenários qualitativos em modelos quantitativos. Esses

paralelos mostram o papel dos modelos no desenvolvimento de cenários, o qual revela as oportunidades de melhorar cenários de LULCC por meio de trabalho adicional em modelagem de LULCC e vice versa.

Na mesma proporção em que o desenvolvimento de cenário se baseia em modelos, os cenários são limitados pelas limitações dos modelos escolhidos. Em parte, o desenvolvimento de cenários pode ser melhorado mediante atenção às limitações subjacentes aos modelos, seja pela incorporação de dados melhores ou mais novos, e maior foco na calibração e validação. A incorporação de processos de escalas cruzadas e mecanismos de retroalimentação é também difícil, e ainda não difundida em modelos de LULCC. Uma questão chave relacionada à validação no contexto da Amazônia, dada a considerável diversidade dos padrões e processos de LULCC, é a habilidade de “extrapolar”, a partir de modelos com escopo localizado, para parcelas mais amplas da região. Modelos altamente explícitos em termos espaciais, ou modelos baseados em um número considerável de dados locais, não estão aptos a produzir generalizações com precisão para a região como um todo.

O papel dos investimentos no desenvolvimento de cenários é também chave [cf. *Peterson et al.*, 2003], mas também aponta questões importantes. Em regiões de conflitos sociais, o processo que se desenha não é direto, especialmente quando há desigualdades significativas que podem resultar da predominância da argumentação de gestores mais poderosos [cf. *Edmunds e Wollenberg*, 2001]. Uma possibilidade de tratar esse problema é incorporar o resultado do modelo como um foco de diálogo entre gestores, de modo que o processo de previsão possa ser construído a partir do conhecimento de pesquisadores e de dados, juntamente com as perspectivas e experiências dos gestores. Isso poderá abrir um amplo espaço de diálogo, além daquele centrado nas suscetibilidades e preferências políticas de grupos de interesse. Isso também se beneficia da habilidade que têm os modelos de revelar a dinâmica não linear de sistemas complexos, a qual não necessariamente é clara para os gestores, enquanto também são incorporadas suas sólidas experiências, as quais podem revelar pressupostos incorretos nos modelos. A incorporação de informações dos gestores sobre a credibilidade de

cenários de modelos pode então gerar informações para ajustes nos cenários, propiciando um processo mais recorrente entre projeção, modelagem, e desenvolvimento de cenário, seguidos por avaliação do gestor e previsões adicionais.

Modelos econométricos e de simulação (especialmente quando incluem gestores) também têm aplicações que vão além dos exercícios de modelagem, tais como validação *post hoc* para verificar se as projeções do modelo são, de fato, precisas para descrever eventos posteriores, ou afetar políticas públicas e ações sociais que mudem resultados de LULCC. Ambas as aplicações são, entretanto, difíceis de serem avaliadas diretamente. Como observado acima, a validação *post hoc* é difícil devido à exigência de dados. Voltamos a dizer que toda a discussão em torno da modelagem de simulação aplicada a cenários não é tanto o fato de obter precisão na avaliação do ajuste do modelo à mudança futura, mas avaliar se ele serve como instrumento de planejamento para que tomadores de decisão e gestores atuem com base em informações sobre as consequências de LULCC diante de pressupostos específicos. Com relação aos modelos econométricos, a prática padrão de avaliação é relatar a respeito da boa qualidade do ajuste e gerar diagnósticos de problemas potenciais, tais como a endogeneidade. Em geral, os modelos de LULCC espacialmente explícitos raramente informam a respeito da qualidade do ajuste espacial [ex., *Walker*, 2003], embora esse tipo de avaliação esteja se tornando uma prioridade para os modeladores de LULCC [ex., *Verberg et al.*, 2006].

É também raro que um dado modelo de LULCC produza impactos concretos e diretos em políticas públicas. Embora haja exemplos sustentáveis em publicações de alto nível que têm estimulado o debate de políticas relativas ao desmatamento na Amazônia [cf. *Laurance et al.*, 2001], não temos conhecimento de estudos sistemáticos de modelos de LULCC e suas ramificações em políticas públicas. Provavelmente seja mais seguro afirmar que as iniciativas mais amplas como o programa LBA, ou o programa de monitoramento em curso no INPE produzam impactos no sentido de tornar dados e resultados mais disponíveis ao público, os quais, por sua vez, possam servir de estímulo às políticas públicas e ações sociais para mitigar o desmatamento, melhorar o uso da terra e produzir melhores resultados sobre LULCC.

REFERÊNCIAS

- Alcamo, J., K. Kok, G. Busch, J.A. Priess, B. Eickhout, M. Rounsevell, D.S. Rothman, and M. Heisterman (2006), Searching for the future of land: Scenarios from the local to the global scale, in *Land-use and Land-cover Change: Local Processes and Global Impacts*, edited by E.F. Lambin and H. Geist, pp. 138-155, Springer-Verlag, Berlin.
- An, L., M. Linderman, J. Qi, A. Shortridge, and J. Liu (2005), Exploring complexity in a human-environment system: An agent-based spatial model for multidisciplinary and multiscale integration, *Annals of the American Association of Geographers*, 95(1), 54-79.
- Anderson, L.E., and E.J. Reis (1997), Deforestation, development and government policy in the Brazilian Amazon: An econometric analysis, IPEA working paper No. 513, Rio de Janeiro, IPEA.
- Anderson, L.E., C.W.J. Granger, E.J. Reis, D. Weinhold, and S. Wunder (2002), *The dynamics of deforestation and economic growth in the Brazilian Amazon*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Anselin, L. (1988), *Spatial Econometrics: Methods and Models*, Kluwer Academic, Dordrecht.
- Anselin, L. (2003), Spatial externalities, spatial multipliers and spatial econometrics, *International Regional Science Review* 23(2), 153-166.
- Atkinson, P.M. and Tate, N.J. (2000), Spatial scale problems and geostatistical solutions: a review. *The Professional Geographer* 52, 607-623.
- Baker, J.P., D.W. Hulse, S.V. Gregory, D. White, J. Van Sickle, P.A. Berger, D. Dole, N.H. Schumaker (2004), Alternative futures for the Willamette River Basin, Oregon, *Ecological Applications* 14(2), 313-324.
- Barbier, E. (2001), The economics of tropical deforestation and land use: An introduction to the special issue, *Land Economics* 77(2), 155-171.
- Berger, T. (2001), Agent-based spatial models applied to agriculture: a simulation tool for technology diffusion, resource use changes and policy analysis, *Agricultural Economics* 25(2-3), 245-260.
- Blackman, T. (2000), Complexity theory, in *Understanding Contemporary Society: Theories of the Present*, edited by G. Browning, A. Halcli, and F. Webster, pp. 139-151, Sage Publications, London.
- Bousquet, F., C. Le Page, I. Bakam, and A. Takforyan (2001), Multi-agent simulations of hunting wild meat in a village in eastern Cameroon, *Ecological Modelling* 13, 331-346.
- Brondizio, E. S., A. Cak, M. M. Caldas, C. Mena, R. Bilsborrow, C. T. Fitemma, T. Ludwigs, E. F. Moran, and M. Batistella (2009), Small farmers and deforestation in Amazonia, *Geophys. SMonogr. Series.*, doi: 10.1029/2008GMM000716, neste volume.
- Brown, D.G., R. Walker, S. Manson, and K. Seto (2004a), Modeling land use and land cover change, in *Land Change Science: Observing, Monitoring and Understanding Trajectories of Change on the Earth's Surface*, edited by G. Gutman, A.C. Janetos, C.O. Justice, E.F. Moran, J.F. Mustard, R.R. Rindfuss, D. Skole, B.L. Turner II, and M.A. Cochrane, pp. 395-409, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Brown, D.G., S.E. Page, R.L. Riolo, and W. Rand (2004b), Agent based and analytical modeling to evaluate the effectiveness of greenbelts. *Environmental Modelling and Software* 19(12), 1097-1109.
- Brown, D.G., S.E. Page, R.L. Riolo, M. Zellner, and W. Rand (2005), Path dependence and the validation of agent-based spatial models of land-use. *International Journal of Geographical Information Science* 19(2), 153-174.
- Chomitz, K.M., and D.A. Gray (1996), Roads, land use, and deforestation: A spatial model applied to Belize, *World Bank Economic Review* 10(3), 487-512.
- Chomitz, K.M. and T.S. Thomas (2003), Determinants of land use in Amazonia: A fine-scale spatial analysis, *American Journal of Agricultural Economics* 85(4), 1016-1028.
- Cilliers P. (1998), *Complexity and Postmodernism*, Routledge, New York.
- Crawford, T., Messina, J., Manson, S. and D. O'Sullivan (2005), Complexity science, complexity systems, and land use research, *Environment and Planning B* 32, 792-798.

- Cropper, M, J. Puri, and C. Griffiths (2001), Predicting the location of deforestation: The role of roads and protected areas in north Thailand, *Land Economics* 77(2), 172-186.
- Deadman, P., D. Robinson, E. Moran, and E. Brondizio (2004), Colonist household decision-making and land use change in the Amazon rainforest: an agent-based simulation. *Environment and Planning B*, 31, 693-709.
- Edmunds, D. and E. Wollenberg (2001), A strategic approach to multistakeholder negotiations, *Development and Change* 32, 231-253.
- Evans, T.P., E. Manire, F. de Castro, E. Brondizio, and S.D. McCracken. 2001. "A Dynamic Model of Household Decision Making and Parcel Level Land Cover Change in the Eastern Amazon." *Ecological Modelling* 143: 95-113.
- Evans, T.P. and H. Kelley (2004), Multi-scale analysis of a household level agent-based model of land cover change, *Environmental Management*, 72(1-2), 57-72.
- Evans, T.P., LD.K. Munroe, and D.C. Parker (2005), Modeling land-use/land-cover change: Exploring the dynamics of human-environment relationships. In *Seeing the Forest and the Trees: Human-Environment Interactions in Forest Ecosystems*, edited by E.F. Moran and E. Ostrom, pp. 187-213, MIT Press, Cambridge, MA.
- Geist, H.J. and E.F. Lambin (2002), Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* 52(2), 143-150.
- Grimm, V. and S.F. Railsback (2005), *Individual-Based Modeling and Ecology*, Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Gutman, G., A.C. Janetos, C.O. Justice, E.F. Moran, J.F. Mustard, R.R. Rindfuss, D. Skole, B.L. Turner II, and M.A. Cochrane (Eds.) (2004), *Land Change Science: Observing, Monitoring and Understanding Trajectories of Change on the Earth's Surface*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Jaylson J. S., A.L. Espindola, and J.T.P. Penna (2006), Agent-based model to rural-urban migration analysis. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications*, 364, 445-456.
- Kaimowitz, D. and A. Angelson. (1998), *Economic Models of Tropical Deforestation: A Review*. Jakarta, Indonesia: CIFOR.
- Laurance, W.F., M.A. Cochrane, S. Bergen, P. Fearnside, P. Delamonica, C. Barber, S. D'Angelo, and T. Fernandes (2001), The future of the Brazilian Amazon, *Science* 291, 438-439.
- Lambin, E.F. 1994. *Modeling Deforestation: A Review*. Office for Official Publications of the European Community, Luxembourg.
- Lambin, E.F. and H. Geist (Eds.) (2006), *Land-use and Land-cover Change: Local Processes and Global Impacts*. Springer-Verlag, Berlin.
- Levin, S.A. (1992), The problem of pattern and scale in ecology, *Ecology*, 73, 1943-1967.
- Li, H. and J. Wu (2004), Use and misuse of landscape indices, *Landscape Ecology*, 19, 389-399.
- Malanson, G.P. (1999), Considering complexity, *Annals of the Association of American Geographers*, 89(4), 746-753.
- Malanson, G.R., Y. Zeng, and S.J. Walsh (2006), Complexity at advancing ecotones and frontiers, *Environment and Planning A*, 38, 619-632.
- Manson, S.M. (2001), Simplifying complexity: a review of complexity theory, *Geoforum*, 32, 404-414.
- Matthews, K.B., A.R. Subaald, and S. Craw (1999), Implementation of a spatial decision support system for rural land use planning: integrating geographic information systems and environmental models with search and optimization algorithms. *Computers and Electronics in Agriculture*, 23, 9-26.
- Meentemeyer, V. (1989), Geographical perspectives of space, time, and scale, *Landscape Ecology*, 3, 163-173.
- Mena, C.F., A. Barbieri, S.J. Walsh, C.M. Erlien, F.L. Holt, and R.E. Bilsborrow (2006), Pressure on the Cuyabeno Wildlife Reserve: Development and land use/cover change in the Northern Ecuadorian Amazon. *World Development*, 34(10), 1831-1849.
- Mertens, B, W. Sunderlin, O. Ndoye, and E.F. Lambin (2000), Impact of macroeconomic change on deforestation in southern Cameroon: Integration of household survey and remotely-sensed data, *World Development* 28(6), 983-999.
- Messina, J.P. and S.J. Walsh (2001), 2.5D morphogenesis: Modeling land use and land cover dynamics in the Ecuadorian Amazon, *Plant Ecology*, 156(1), 75-88.
- Messina, J.P. and S.J. Walsh (2005), Dynamic spatial simulation modeling of the population-

- environment matrix in the Ecuadorian Amazon. *Environment and Planning B*, 32, 835-856.
- Messina, J.P., S.J. Walsh, C.F. Mena, and P.L. Delamater (2006), Land tenure and deforestation patterns in the Ecuadorian Amazon: Conflicts in land conservation in frontier settings. *Applied Geography*, 26(2), 113-128.
- Moore, N., Arima, E., Walker, R. and R. Ramos da Silva (2007), Uncertainty and the changing hydroclimatology of the Amazon, *Geophysical Research Letters* 34, L14707, doi:10.1029/2007GL030157.
- Moran, E.F. and E. Ostrom (Eds.) (2005), *Seeing the Forest and the Trees: Human-Environment Interactions in Forest Ecosystems*, MIT Press, Cambridge, MA.
- Nelson, G.C., V. Harris, and S.W. Stone (2001), Deforestation, land use, and property rights: Empirical evidence from Darién, Panama, *Land Economics* 77(2), 187-205.
- Nute, D. (2004), NED-2: an agent-based decision support system for forest ecosystem management. *Environmental Modelling and Software*, 19(9), 831-841.
- Pan, W.K.Y. and R.E. Bilborrow (2005), The use of a multilevel statistical model to analyze factors influencing land use: a study of the Ecuadorian Amazon. *Global and Planetary Change* 47(2-4), 232-252.
- Pan, W.K.Y., S.J. Walsh, R.E. Bilborrow, B.G. Frizzelle, C.M. Erlien, and F.D. Baquero (2004), Farm-level models of spatial patterns of land use and land cover dynamics in the Ecuadorian Amazon, *Agriculture, Ecosystems, and Environment*, 101, 117-134.
- Parker, D.S., S.M. Manson, M. Janssen, M.P. Hoffmann, and P. Deadman (2003), Multi-agent systems for the simulation of land use and land cover change: a review. *Annals of the Association of American Geographers*, 93(2), 314-337.
- Perz, S.G. and Skole, D. (2003). Social Determinants of Secondary Forest in the Brazilian Amazon. *Social Science Research* 32(1), 25-60.
- Peterson, G.D., G.S. Cumming, and S.R. Carpenter (2003), Scenario planning: A tool for conservation in an uncertain future, *Conservation Biology* 17, 358-366.
- Pfaff, A.S.P. (1999), What drives deforestation in the Brazilian Amazon? Evidence from satellite and socioeconomic data, *Journal of Environmental Economics and Management* 37, 26-43.
- Pfaff, A.S.P., J. Robalino, R. Walker, S. Aldrich, M. Caldas, E. Reis, S. Perz, C. Bohrer, E. Arima, W. Laurance and K. Kirby (2007), Road investments, spatial Spillovers, and deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Regional Science* 47(1), 109-123.
- Qi, Y. and J. Wu (1996), Effects of changing spatial resolution on the results of landscape pattern analysis using spatial autocorrelation indices, *Landscape Ecology*, 11, 39-49.
- Reis, E. and R.M. Guzman (1994), An econometric model of Amazon deforestation, in *The Causes of Tropical Deforestation*, edited by K. Brown and D.W. Pearce, pp. 172-191, UCL Press, Vancouver.
- Rindfuss, R.R., B. Entwisle, S.J. Walsh, C.F. Mena, C.M. Erlien, C.L. Gray (2007), Frontier land use change: Synth10.esis, challenges, and next steps. *Annals of the Association of American Geographers*, 97(4), 739-754.
- Soares-Filho, B., C. Pennachin, and G.C. Cerqueira (2002), DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modeling* 154: 217-235.
- Soares-Filho, B., A. Alencar, D. Nepstad, G. Cerqueira, M. del C. Vera 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 Biology* 10, 745-764.
- Soares-Filho, B.S., D.C. Nepstad, L.M. Curran, C. Coutinho Cerqueira, R.A. Garcia, C. Azevedo Ramos, E. Voll, A. McDonald, P. Lefebvre, and P. Schlesinger (2006), Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440: 520-523.
- Stoms, D.M. (1994), Scale dependence of species richness maps, *The Professional Geographer* 46, 346-358.
- Turner, M.G., R.V. O'Neill, R.H. Gardner, and B.T. Milne (1989), Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern, *Landscape Ecology*, 3, 153-162.

- Turner, M.G. (1990), Spatial and temporal analysis of landscape patterns, *Landscape Ecology*, 4(1), 21-30.
- Verberg, P.H., K. Kok, R.G. Pontius Jr., and A. Veldkamp (2006), Modeling land-use and land-cover change, in *Land-use and Land-cover Change: Local Processes and Global Impacts*, edited by E.F. Lambin and H. Geist, pp. 117-135, Springer-Verlag, Berlin.
- Walker, R., and E. reis (2007). A Basin-Scale Ecometric Model for Projecting Future amazonian Landscapes, Final Report, NASA-LBA Project L-24, East Lansing, Mich.
- Walker, R., R. Defried, M. del C. Vera-Diaz, Y. Shimabukuro, and A. Venturieri (2009), The expansion of intensive agriculture and ranching in Amazonia, *Geophys. Monogr. Ser.*, doi:10.1029/2008GM000735, neste volume.
- Walker, R.T. (2003), Evaluating the performance of spatially explicit models. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 69(11), 1271-1278.
- Walker, R.T. (2004), Theorizing land use and land cover change: The case of tropical deforestation, *International Regional Science Review* 27, 247-270.
- Walsh, S.J., B. Entwisle, R.R. Rindfuss, and P.H. Page (2006), Spatial simulation modeling of land use/land cover change scenarios in Northeastern Thailand: a cellular automata approach, *Journal of Land Science*, 1(1), 5-28.
- Walsh, S.J., Y. Shao, C.F. Mena, A.L. McCleary (2008a), Integration of Hyperion satellite data and a household social survey to characterize the causes and consequences of reforestation patterns in the Northern Ecuadorian Amazon. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 74(6), 725-735.
- Walsh, S.J., J.P. Messina, C.F. Mena, G.P. Malanson, and P.H. Page (2008b), Complexity theory, spatial simulation models, and land use dynamics in the northern Ecuadorian Amazon, *GeoForum*, 39(2), 867-878.
- Wolfram, S. (1984), Cellular automata as models of complexity. *Nature*, 311, 419-424.
- Wood, C.H. (2002), Introduction, in *Deforestation and Land Use in the Amazon*, edited by C.H. Wood and R. Porro, pp. 1-38, University of Florida Press, Gainesville, FL.
- J. P. Messina e R. Walker, Department of Geography, Michigan State University, East Lansing, MI 48824, USA.
- S. Perz, Department of sociology and Criminology and Law, University of Florida, Gainesville, FL 32611, USA. (sperz@soc.ufl.edu).
- E. Reis, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Rio de Janeiro, RJ 20020-010, Brasil.
- S. J. Walsh, Department of Geography, University of North Carolina at Chapel Hill, Chapel Hill, NC 27599, USA.

Tradução: Ivani Pereira

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.

Expected Population Growth, Road Investments, and Low Governance

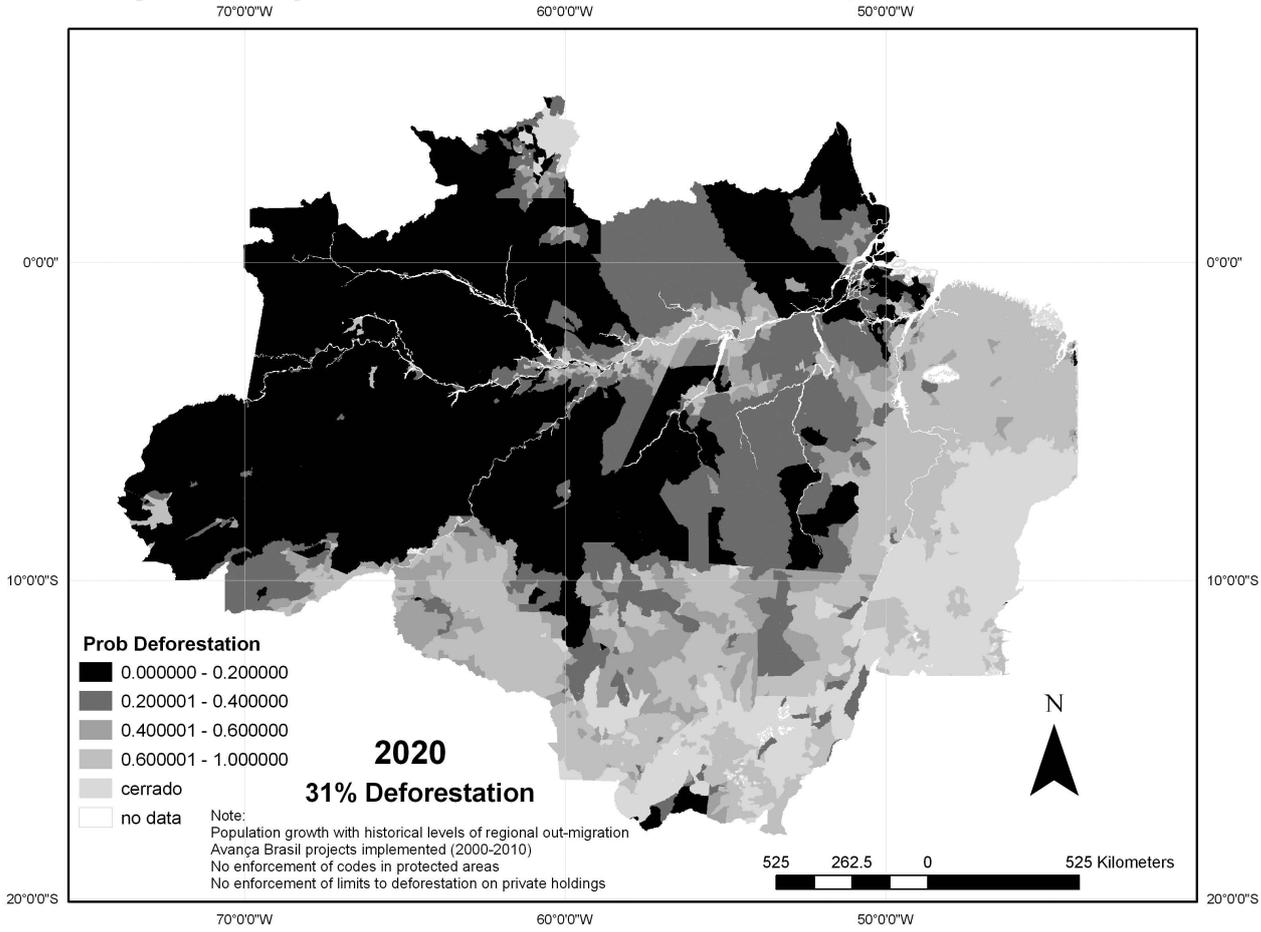


Figure 1

Expected Population Growth, Road Investments, and Partial Governance

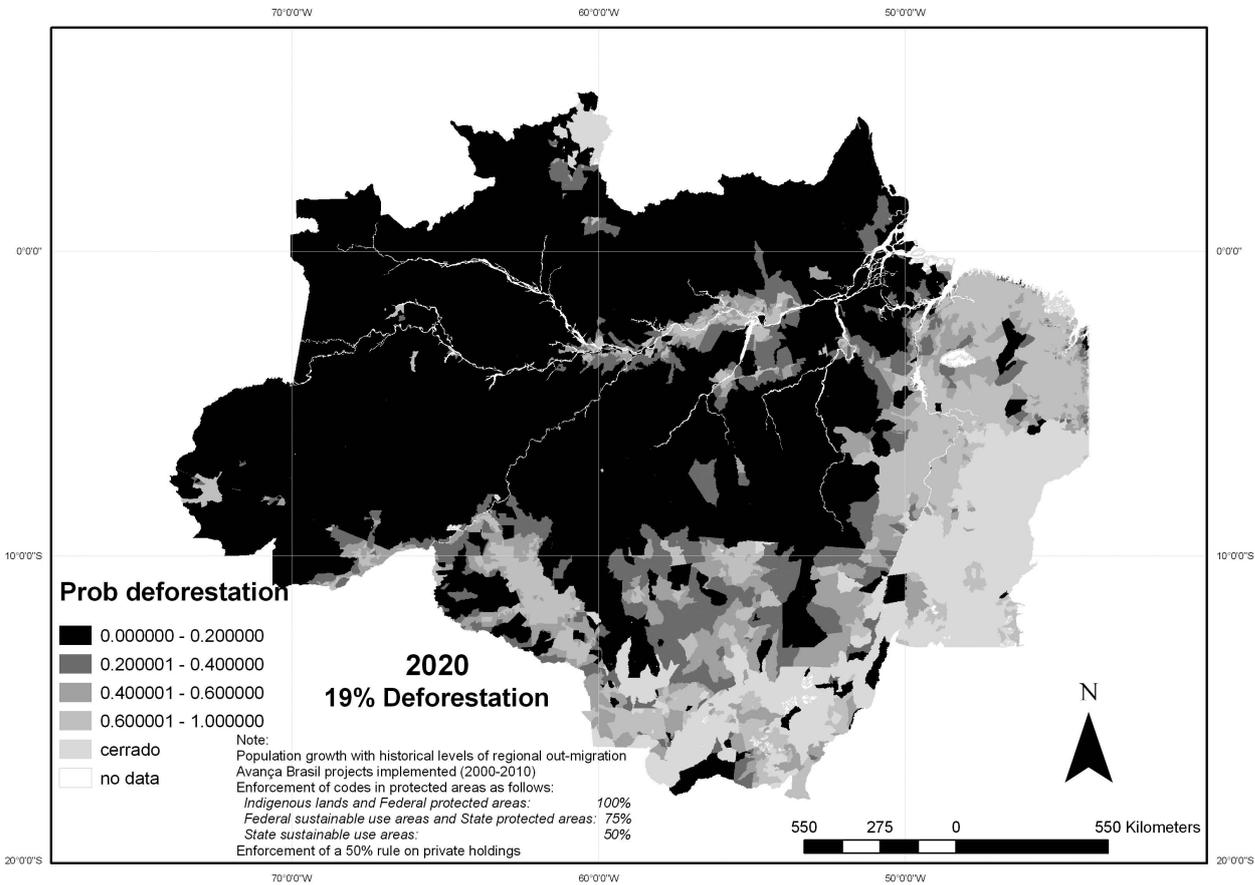


Figure 2

Expected Population Growth, No Road Investments, and Partial Governance

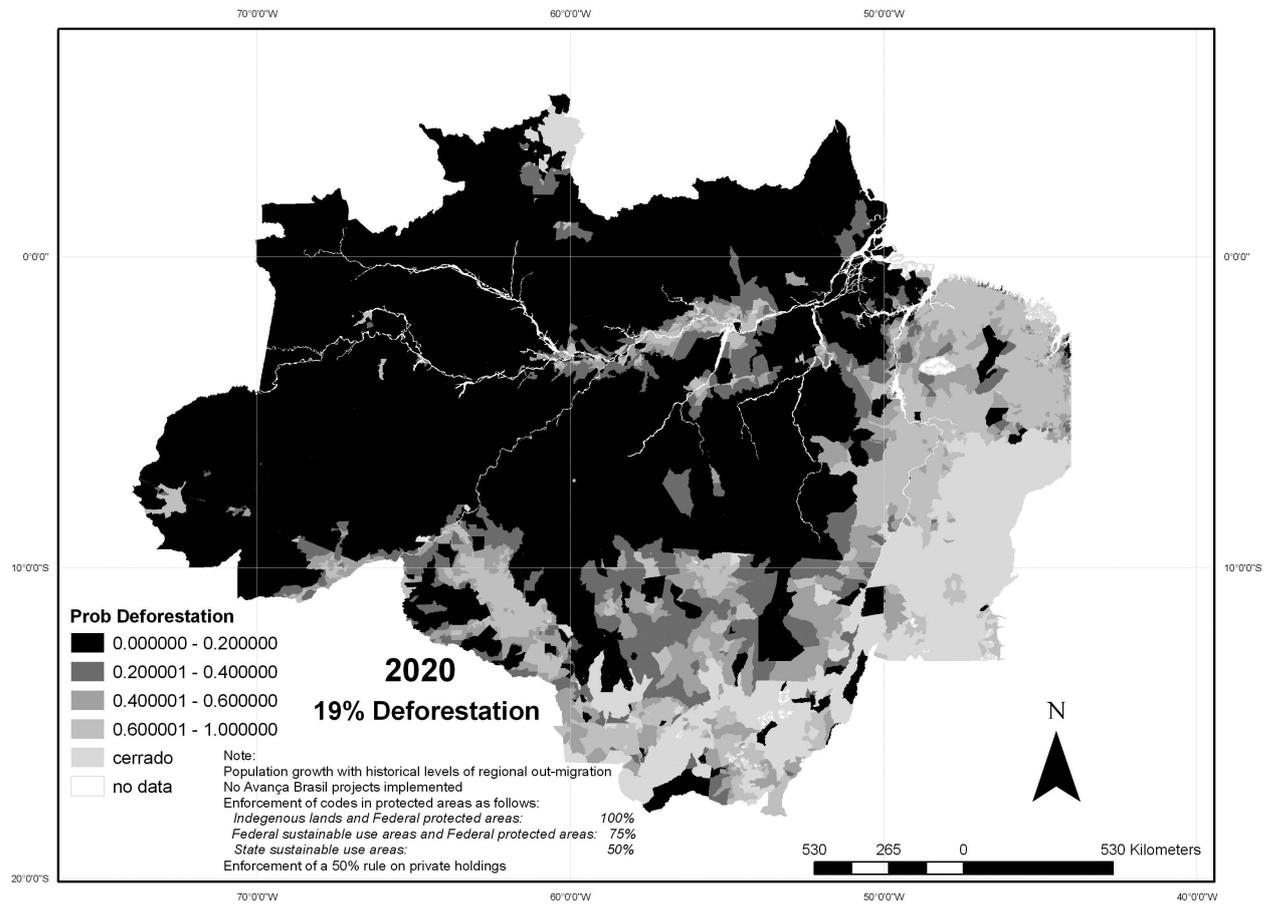


Figure 3

Low Population Growth, No Road Investments, and High Governance

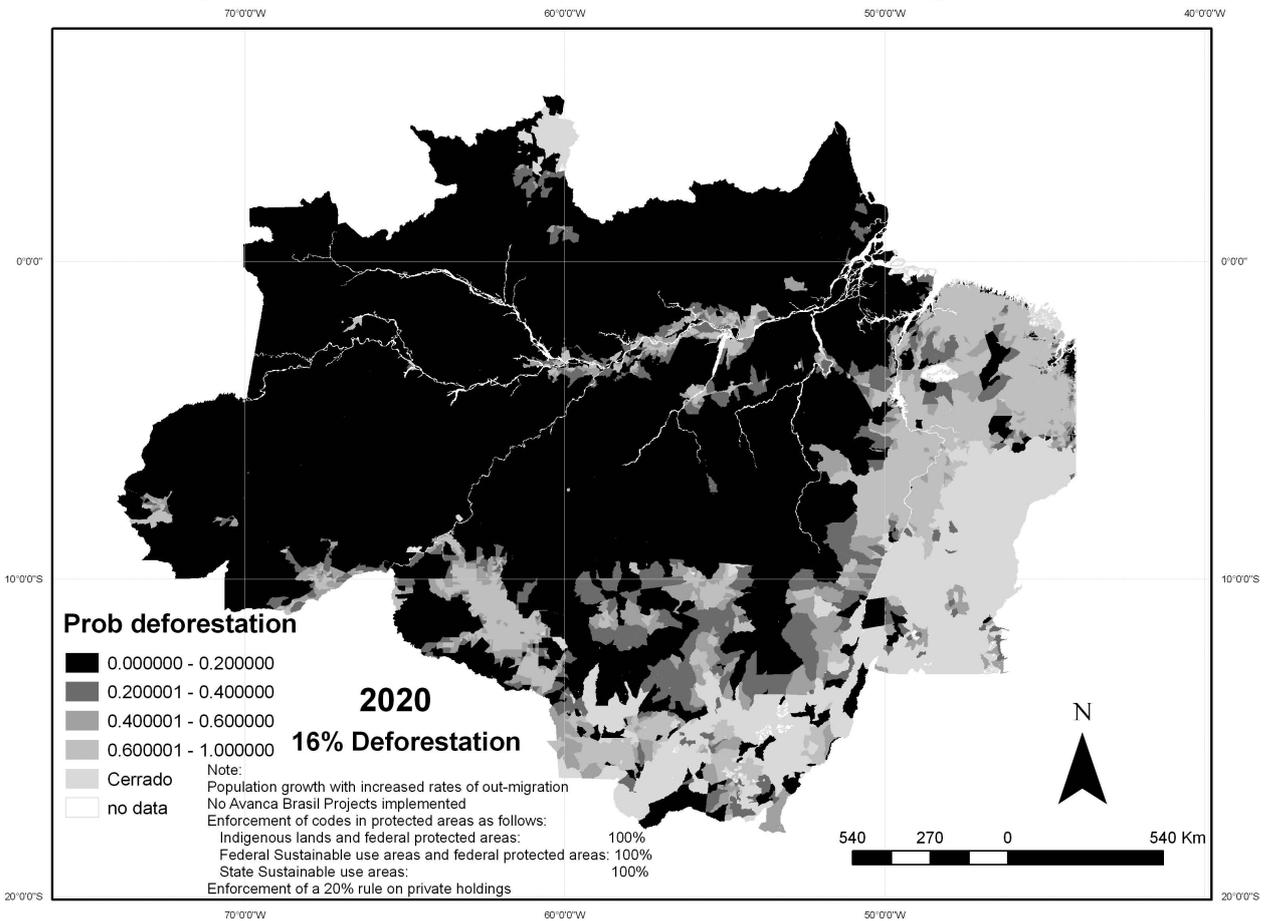


Figure 4