

Área de calibração

Trabalhos de simulação como de Fearnside et al. (2009), modelando a reconstrução e asfaltamento da BR-319, usaram áreas de calibração fora da área a ser modelada. Soares-Filho et al. (2004) utilizaram a sub-região do norte matogrossense para captar as tendências de desmatamento daquela área e extrapolou para outras três regiões no Pará, ao longo da BR-163, supondo um cenário BAU (*Business As Usual*). Também Soares-Filho et al. (2006) utilizaram 12 estudos de caso para fazer as simulações até 2050 para toda a Amazônia, em cenários de desmatamento assumindo a construção de infra-estrutura rodoviária.

A área de calibração para este trabalho abrangeu toda área de estudo. Optamos por essa abordagem, pois dessa forma poderíamos captar toda tendência de desmatamento da região e projetá-la na simulação do cenário BAU1 (sem a BR-319), considerado de linha de base. Esse cenário presumiu a não-reconstrução e asfaltamento da BR-319 em 2011 e a partir dele derivaram-se os outros três cenários. A região apresenta um histórico de desmatamento bastante definido e característico, guiado principalmente pela abertura de Projetos de Assentamento, extração madeireira, criação extensiva de gado e invasões de terras públicas.

Como visto acima, o modelo AGROECO dispõe de um mecanismo que considera somente a floresta em faixas de distância de ambos os lados das estradas, sendo considerada essa faixa como floresta disponível para o desmate (Fearnside, et al., 2009). No mapa inicial de uso da terra de 2004, utilizado para a calibração do modelo, essa faixa de floresta representou cerca de 16% da área total e 22% da área de floresta remanescente em 2004 no Sul do Estado de Roraima. Portanto, as taxas de transição foram calculadas considerando essa superfície de floresta disponível calculada no mapa de uso da terra inicial.

Cálculo dos Pesos de Evidência

Os pesos de evidência são originados do método Bayesiano de probabilidade condicional. Na modelagem da dinâmica de mudanças de uso e cobertura da terra, especificamente, eles são aplicados para calcular probabilidades, a *posteriori*, da ocorrência de desmatamento, sabendo-se, a *priori*, de locais e condições favoráveis de ocorrência do desmatamento. Nesse passo da modelagem os mapas de uso da terra, as variáveis estáticas e dinâmicas foram combinadas num sub-modelo do DINAMICA-EGO para extração dos pesos de evidência.

A influência dos pesos de evidência sobre as variáveis pode ser positiva (favorece o desmatamento) ou negativa (inibe o desmatamento). Os pesos de evidência são recalculados a cada iteração do modelo considerando a superfície total de floresta disponível em uma dada iteração.

Na simulação os pesos de evidência representam a “quantidade” de influência de cada variável na probabilidade espacial de transição de uma célula, em um determinado estado (i), mudar para outro estado (j) em função da sua localização dentro de uma dada faixa de distância. Dessa forma, a maior probabilidade de mudança de estado terá aquela célula cuja localização está na faixa mais próxima da classe de interesse. Essa relação é dada pelas equações de (1) a (9):

$$P(D|A) = \frac{P(D \cap A)}{P(A)} \quad (1)$$

$$P(A|D) = \frac{P(A \cap D)}{P(D)} \quad (2)$$

$$P(A \cap D) = P(A|D) \times P(D) \quad (3)$$

Substituindo (5) em (1), obtém-se (4):

$$P(D|A) = P(D) \times \frac{P(A|D)}{P(A)} \quad (4)$$

Da mesma maneira, considerando o não-evento D, como \bar{D} , obtém-se:

$$P(\bar{D}|A) = P(\bar{D}) \times \frac{P(A|\bar{D})}{P(A)} \quad (5)$$

Aplicando-se uma razão entre as equações (6) e (7), obtém-se (8):

$$O(D|A) = O(D) \times \frac{P(A|D)}{P(A|\bar{D})} \quad (6)$$

$$\log O(D|A) = \log O(D) + \log \frac{P(A|D)}{P(A|\bar{D})} \quad (7)$$

$$\log O(D|A) = \log O(D) + W^+ \quad (8)$$

Portanto:

$$\log O(D|A_i) = \log O(D) + \sum_{i=1}^n W_i^+ \quad (9)$$

Onde $O\{D\}$ e $O\{D/A\}$ são as razões de chances *a priori* de ocorrer o evento D, e ocorrer o evento D dado um padrão espacial A, respectivamente. W^+ é, portanto, o peso de evidência de ocorrer um evento D, dado um padrão espacial A. A probabilidade espacial *a posteriori* de uma transição $i \Rightarrow J$, a partir de um conjunto de dados espaciais (B, C, D, ...N), é expresso como (10):

$$P(i \rightarrow j|B \cap C \cap D \dots \cap N) = \frac{e^{\sum W_i^+}}{1 + e^{\sum W_i^+}} \quad (10)$$

Onde, B, C, D, ..., N são valores de variáveis espaciais k medidas na posição x,y e representadas pelos seus pesos de W^+N .

As funções Patcher e Expander

O DINAMICA-EGO utiliza como regra local para o algoritmo de autômato celular um mecanismo de transição composto de duas funções complementares, o *Patcher* e o *Expander*. A função *Patcher* procura por células ao redor de um local escolhido para uma transição combinada e formação de novas manchas através de um mecanismo de semeadura. Isto é feito primeiramente elegendo a célula central de uma nova mancha e então selecionando um número específico de células ao redor da célula central, de acordo com sua probabilidade de transição $P(i \rightarrow j)$ calculada pelos pesos de evidência. A função *Expander* é dedicada apenas à expansão ou contração de manchas prévias de certa classe. Na função *Expander* uma nova probabilidade de transição espacial $P(i \rightarrow j)$ depende da quantidade de células do tipo j ao redor de uma célula do tipo i. Para a construção dos cenários foram usadas as transições floresta/desmatamento (3→1), desmatamento/regeneração (1→2) e regeneração/desmatamento (2→1).

Os parâmetros utilizados para o *patcher* e o *expander* foram os mesmos para a transição floresta/desmatamento (3→1) nos quatro cenários simulados. As médias e as variâncias dos polígonos de desmatamento foram derivadas do estudo do primeiro capítulo da

dissertação para a área de estudo e foram: 12,5 ha; 62,5 ha e 1,7, para a média, variância e isometria, respectivamente. A partição entre as duas funções de mudança foi de 75% para o *patcher* e 25% para o *expander*.

Também foram utilizados valores iguais para as transições desmatamento/regeneração (1→2) e regeneração/desmatamento (2→1). Os parâmetros foram de 6,5 ha (um pixel) e 0 (zero) para a média e variância, respectivamente, dos polígonos dessas transições sendo a isomeria de 1,7. A partição entre as duas funções de mudança foi de 65% para o *patcher* e 35% para o *expander* para as duas transições.

Cálculo da matriz de transição

O modelo AGROECO foi calibrado a partir do cálculo das *taxas de transição* Floresta/Desmatamento derivadas dos mapas de uso da terra de 2004 e de 2007 da área de estudo obtidas do projeto PRODES (Brasil, INPE, 2008), para o cenário BAU1 (sem a BR-319). Este seguiu a tendência das taxas históricas de desmatamento para o Sul de Roraima (Barbosa et al., 2008) e foi usado também para a validação do modelo. A taxa de transição, chamada de TBA, foi calculada a partir da equação seguinte:

$$TBA = ((\text{Desmatamento}_{(2007)} - \text{Desmatamento}_{(2004)})/\text{Floresta}_{(2004)})/3 \quad (11)$$

Onde TBA é a Taxa Básica Anual derivada dos mapas de uso da terra de 2004 e 2007.

Para o cálculo das taxas de transição durante as simulações o AGROECO foi acoplado a um modelo externo não-espacial, desenvolvido utilizando-se o programa de simulação não espacial Vensim® (Ventana Systems, 2008). O Vensim fez os cálculos das taxas de transição dinâmicas e transferiu ao modelo espacial essas taxas de transição para cada classe determinada e a cada iteração, a partir do *link* DINAMICA-EGO/Vensim. Para esses cálculos o modelo espacial disponibilizou valores quantitativos que caracterizaram a cena na iteração imediatamente anterior, como as superfícies de desmatamento, de regeneração, de floresta acessível, de superfície fundiária e de extensão de estradas que ainda não tenha produzido desmatamento. No caso, a taxa de transição Floresta/Desmatamento derivada dos mapas iniciais de uso da terra foi utilizada apenas para a primeira iteração do modelo. As taxas calculadas pelo Vensim foram as de *desflorestamento*, *clearing* (corte da vegetação secundária) e *regeneração* da vegetação secundária.

Construtor de estradas

O módulo construtor de estradas utiliza os conceitos de atratividade e fricção para seu funcionamento e tem como objetivo ampliar a malha rodoviária a partir de estradas existentes. Para isso foi levado em consideração parâmetros como o grau de atratividade de uma região ao desmatamento, o custo do traçado, a densidade de estradas por área e o comprimento médio de segmentos de estrada por passo. O construtor de estradas aumenta sua atividade de construção quando a maioria das estradas construídas já tenha produzido desmatamento nas suas proximidades. Desse modo a atividade de construção irá variar na relação entre a saturação de estradas e a quantidade de área desmatada produzida. Esse mecanismo é regulado através do conceito de ciclos de atividade, onde um ciclo de atividade considerado “baixo” é determinado com a localização de destinos a 2 km e estará ligado à construção de estradas de consolidação; um ciclo “médio” tem destinos de 4 km, e um ciclo de atividade alto utiliza a localização de destinos a 6 km e se configura como estradas de penetração.

Em todos os cenários o módulo construtor de estradas foi programado para reproduzir 50 destinos de estradas “endógenas” por quadrante a cada iteração. Essa configuração baseou-se no aumento médio da malha viária em nossa área de estudo no período entre 1998 e 2007.

Calendário de estradas

Neste trabalho e para todos os cenários, as estradas principais planejadas para o futuro obedeceram ao cronograma oficial do governo de Roraima para a pavimentação de estradas. As estradas secundárias de maior comprimento foram mapeadas usando o método MCE (*Multiple Criteria Evaluation*), implementado no *software* DINAMICA-EGO. As datas prováveis de construção das estradas secundárias foram estimadas baseando-se nas entrevistas de campo e na consulta à literatura (Tabela 2).

O asfaltamento do trecho da BR-210, que se estende de São João da Baliza ao rio Jatapú, em Caroebe, está programado para iniciar em 2009. As obras de terraplanagem estavam prontas desde o final de 2007. A recuperação asfáltica da BR-174 e BR-210 estão sendo realizadas pelo governo estadual, mas não modelamos o seu efeito. Elas entram na modelagem na primeira iteração (2008). O asfaltamento da rodovia Estadual RR-170, ligando Novo Paraíso, situado no município de Caracará, a Boa Vista, cortando a parte leste do município no sentido norte/sul, foi programada para acontecer em 2012 (Fig. 7). Esta data foi estimada considerando que obras de terraplanagem estavam sendo executadas no local quando

realizamos nossa visita de campo, não constando no calendário oficial de obras do governo de Roraima.

Tabela 2. Calendário de asfaltamento e construção de estradas projetadas para o futuro aplicado ao modelo AGROECO para todos os cenários (exceto alguns destinos nos cenários de conservação)

Ano	Nome	Comprimento		Localidade (municípios)
		km	*Área (ha)	
2008	BR-174 e BR-210	526	-	Todos
2009	Trecho BR-210	63	75600	São João/Caroebe
2011	Estradas Vicinais	140	168000	Rorainópolis
2012	RR-170 e BR-422	136	163200	Caracarái/Rorainópolis
2013	Estradas rio Engano	264	316800	Caracarái
2014	Estradas Lago Jatapú	73	87600	Caroebe
2015	Continuação da vicinal 07	65	78000	Caroebe
2018	Estrada para Sta. Ma. do Boiuçu	126	151200	Rorainópolis
Total	-	867	1.040.400	-

*Área disponibilizada pela estrada para o desmatamento

O mesmo procedimento foi aplicado para o caso da BR-422, programando seu asfaltamento, do Jundiá, situado às margens da BR-174, ao rio Jauaperí, em 2012. Esta rodovia foi construída para dar acesso à localidade de Santa Maria do Boiuçú, situada na margem esquerda do rio Branco. Devido a dificuldades ligadas a engenharia de construção, a obra parou na margem esquerda do rio Jauaperí, a 45 quilômetros do Jundiá. Atravessando o rio Jauaperí até Santa Maria do Boiuçú, o terreno é pantanoso, formado por grandes áreas sujeitas a constantes alagamentos. A construção desse segundo trecho, correspondendo a 126 km, foi programada para 2018.

Em 2011 foi programado para ser construída uma série de pequenos trechos de alongamento de algumas estradas vicinais. No final dessas estradas vicinais foram constatadas em campo atividades de grilagens e demarcações de terras públicas, inclusive com a construção de carregadores de acesso às áreas feita por madeireiros. Assim, no cenário BAU1 (sem a BR-319) e no BAU2 (com a BR-319), presumimos que estradas serão construídas futuramente para facilitar o acesso a essas áreas, induzindo os desmatamentos futuros.

Foi programada em 2015 a construção de mais uma estrada penetrando o bloco de florestas descrito acima. É presumido aqui que será dada continuação a estrada iniciada no ano 2011 partindo do final da vicinal 07 do PA Jatapú, em Caroebe. Essa estrada segue em paralelo com os limites da Terra Indígena Wai Wai, penetrando profundamente o bloco de florestas.

Relação entre estradas e taxa de desmatamento dinâmico

A construção de estradas incorpora uma superfície de floresta, atualizada a cada iteração ao sistema da simulação, definida por uma faixa de 6 km (*buffer*) a ambos os lados das estradas. A superfície assim definida é denominada de floresta acessível. Deste modo a superfície de floresta acessível pode aumentar no máximo de 12 km² para cada quilômetro de estrada construída, nos casos de estradas de penetração. Já nos casos de estradas vicinais ou ramais, o aumento da superfície disponível poderá ser até nula. A incorporação de superfície de floresta disponível é minimizada quando existirem áreas de proteção integral ou terras indígenas vizinhas ao traçado. Estas áreas não se incorporarão à floresta disponível e a construção de estradas endógenas (internas no Dinamica-EGO) é inibida. O incremento da superfície de floresta disponível é zero quando a construção de estradas acontece nas proximidades ou dentro de UC's, embora as estradas possam ser de penetração.

O conceito de acessibilidade implica que a atividade de construção de estradas aumentará positivamente o desmatamento. Esse efeito é conseguido aplicando-se taxas internas de desmatamento segundo a equação seguinte:

$$Sup.desmatada = Taxa.interna \times Sup.floresta.acessível \quad (12)$$

Onde, Sup.desmatada representa a área total desmatada em uma dada iteração; Taxa.interna refere-se às taxas de desmatamento calculadas a partir da disponibilidade de áreas acessíveis ao desmatamento; Sup.floresta.acessível representa a superfície total de floresta capaz de ser utilizada para o desmatamento. A partir da equação se observa que, embora a taxa interna de desmatamento possa não variar, a superfície desmatada em cada iteração varia com as variações da superfície de floresta acessível.

Para todos os cenários, nas iterações onde foi programada a construção de estradas a TBA foi multiplicada por uma Taxa de Estrada Planejada (TEP). O cálculo da TEP é dado pela razão:

$$TEP = (AFDE_t / AFD_{(t-1)}) + 1 \quad (13)$$

Onde: $AFDE_t$ é a Área de Floresta Disponibilizada pela Estrada no tempo t e $AFD_{(t-1)}$ é a Área de Floresta Disponível no tempo $t-1$.

A TEP representa um aumento na probabilidade de haver desmatamento na área disponibilizada pela estrada nas iterações seguintes. Isso é devido à presunção de aumento da pressão humana sobre essa área acessível, possibilitada pela estrada construída.

Para os cenários BAU2 e CONSERV2, ambos presumindo a reconstrução e asfaltamento da BR-319 em 2011, além das taxas descritas acima, foi utilizado um Fator de Migração (FM). Esse fator simulou o aumento do desmatamento em função do fluxo migratório esperado para a região após a reconstrução e asfaltamento da BR-319 em 2011:

$$FM = TDPA_{(95/97)} / TBA \quad (14)$$

Onde: $TDPA_{(95/97)}$ é a Taxa de Desmatamento observado nos PAs criados entre 1995 e 1997 na região Sul do Estado de Roraima e derivada para o período de 1996 a 2001 (Figs. 8 e 9).

Nesse período houve um grande fluxo migratório para a região estimulado pelo governo local através da doação de terras e a criação de PAs (Mourão, 2003). Foi pressuposto neste trabalho que a construção de estradas regionais serviu de infra-estrutura de acesso a PAs e por isso foram causas de aumento nas taxas de desmatamento (Alves et al., 1992; Brandão Jr. & Souza Jr., 2006).

Embora o FM fosse aplicado no período de 2012 a 2018, acompanhando o calendário de estradas planejadas, o FM não relaciona seu efeito a uma estrada planejada específica construída, mas ao conjunto do desmatamento na região como um todo. Assim, presumimos que o fluxo migratório se espalhará nas diversas frentes de expansão do desmatamento no sul de Roraima, aumentando as taxas de forma homogênea.

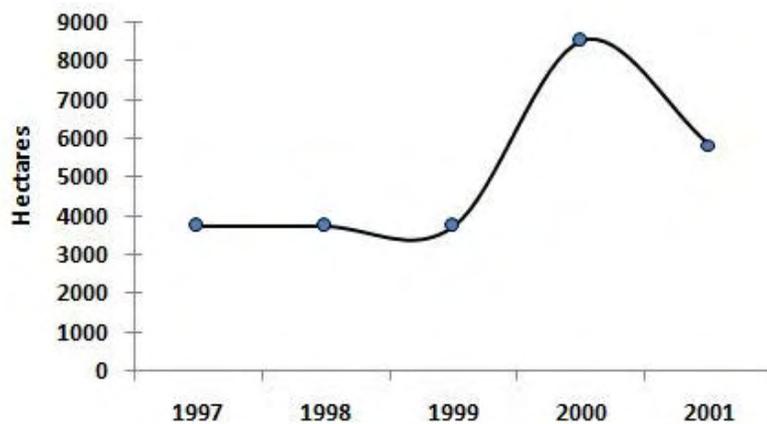


Fig. 8. Gráfico do desmatamento nos PAs criados entre 1995 e 1997 no Sul do Estado de Roraima. Obs. Os índices observados nos três primeiros anos são valores médios do desmatamento atribuído ao ano de 1997 segundo a metodologia do PRODES (Brasil, INPE, 2008).

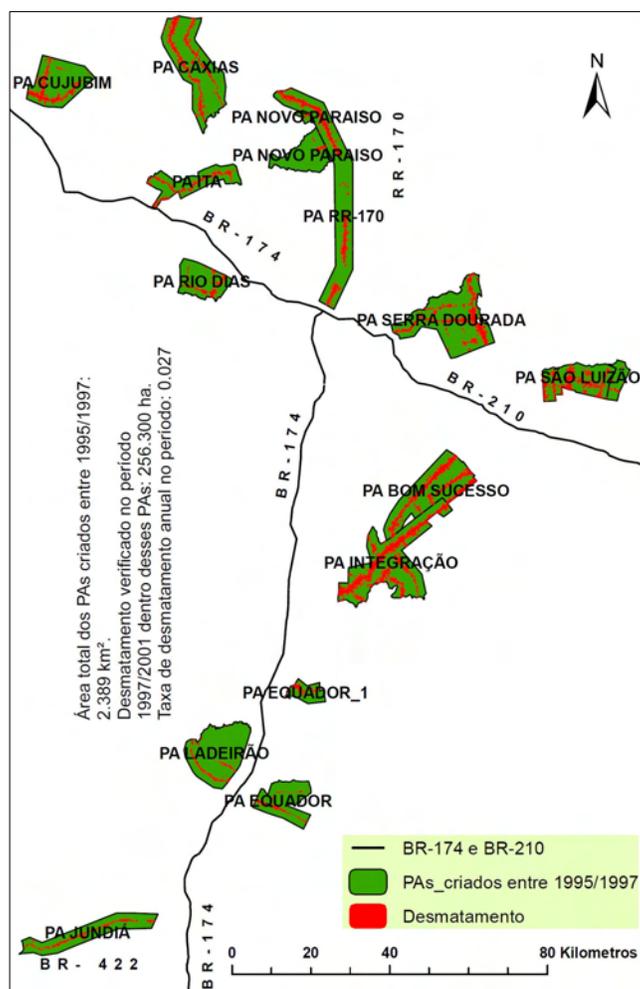


Fig. 9. Projetos de Assentamento criados entre os anos de 1995/1997 no Sul do Estado de Roraima. Fonte: Brasil, INCRA, (2007).

Os cálculos das taxas apresentadas acima foram realizados no modelo numérico não-espacial Vensim® (Ventana Systems, 2008) e disponibilizadas na iteração correspondente através de uma tabela *lookup* (Soares-Filho et al., 2004). As taxas foram calculadas no Vensim e repassadas ao modelo espacial AGROECO por um link de acoplamento DINAMICA-EGO/VENSIM a cada iteração para a obtenção de taxas flutuantes (Fearnside et al., 2009).

Validação do modelo de simulação

O modelo foi validado através de rodadas de simulação entre os anos de 2004 a 2007 usando o mapa de uso da terra de 2004 como mapa de entrada e parâmetros da calibração para o cenário BAU1 (sem a BR-319), do Sul do Estado de Roraima. O mapa gerado (Fig. 10a) foi comparado ao mapa de uso da terra de 2007 fornecido pelo PRODES (Fig. 10b). Para isso foi usada a técnica de comparação de *similaridade recíproca*, desenvolvida por Soares-Filho et al. (2008a) a partir de modificação do método da *similaridade fuzzy* (Hagen, 2003). É importante destacar que nesta abordagem se compararam mapas de diferenças, ou seja, mapas de desmatamento simulado, e não de desmatamento acumulado (Soares-Filho com. pess.).

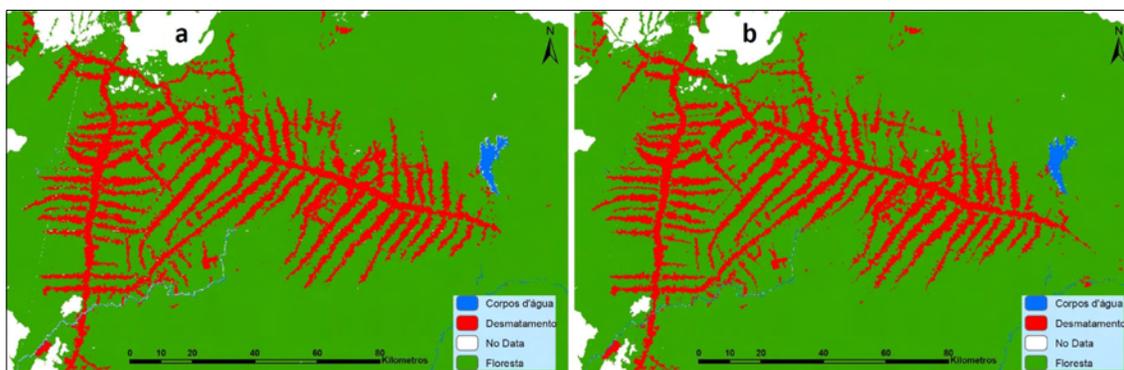


Fig. 10. Detalhe ampliado comparando o desmatamento simulado de 2007 (a) e o desmatamento observado no Sul do Estado de Roraima em 2007 (Brasil, INPE, 2008) (b), para a validação do modelo.

O método emprega múltiplas “janelas” de tamanhos crescentes de células sobre os mapas de uso da terra inicial e final e o mapa simulado em um sub-modelo do DINAMICA-EGO. As janelas variam a partir de uma matriz de 5x5 até 31x31 células e consideram a célula central de cada janela e os estados das células de sua vizinhança como parâmetros de comparação entre os mapas. Nessa abordagem valores acima de 50% de similaridade são considerados satisfatórios para a validação do modelo desde que os padrões de distribuição espacial do desmatamento entre os mapas comparados sejam similares. Desse modo, foi

obtido um índice de 54,7% de similaridade entre os mapas, comparados através de uma janela de 7x7 células.

Criação das UCs para os cenários de Conservação

As UCs propostas para os cenários de Conservação somaram uma área de aproximadamente 695.000 ha (Fig. 11). A forma e localização foram planejadas para permitir a conectividade com outras UC já implantadas na região, formando um imenso corredor desde o sul, sudeste e chegando ao nordeste da região Sul de Roraima (Ferreira & Venticinque, 2007). As florestas que ocupam grande parte da região sul de Roraima são de dossel fechado (Barbosa et al., 2008), ou ombrófilas densas. Estas florestas se encontram hoje bastante vulneráveis pela extração ilegal de madeiras e até mesmo pelo corte raso uma vez que já há denúncias de invasão nessas áreas, inclusive confirmadas por observações em imagens de satélites. De acordo com Bruner et al. (2001), a criação de parques podem representar um componente central nas estratégias de conservação da biodiversidade nos trópicos.

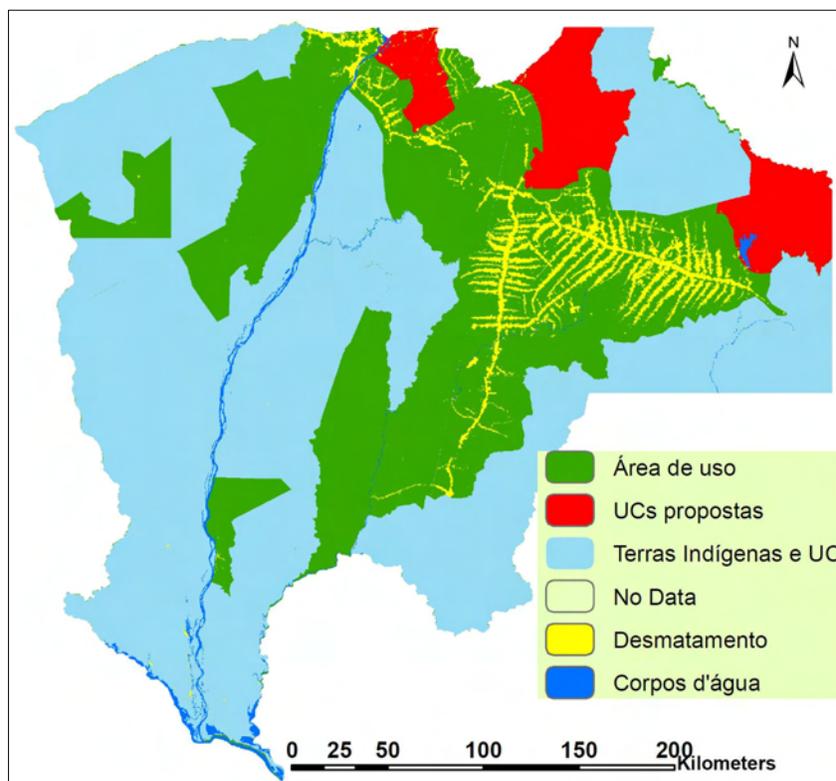


Fig. 11. UCs propostas para os cenários de conservação.

Estimativa de biomassa florestal

Na estimativa de biomassa florestal abaixo e acima do solo (excluindo o carbono do solo) foi utilizado o mapa de densidade média de biomassa calculada para o Estado de Roraima (Fig. 12). Esse mapa foi derivado do mapa de biomassa para a Amazônia, desenvolvido por Nogueira et al. (2008). Para este trabalho considerou-se biomassa florestal somente aquela proveniente de formações florestais primárias, que não tiveram histórico de corte raso prévio (Fearnside, 2009).

Para os ecossistemas de “campina” e de savanna (localmente denominada de “lavrado”) sem representação nos inventários do RADAMBRASIL (Brasil, Projeto RADAMBRASIL, 1973-84), foram usados os estudos de Barbosa & Ferreira (2004) e de Barbosa & Fearnside (2005). Para estimar a biomassa de raízes desses ecossistemas foi usada a razão (*raíz/caule*) de 2.81 (Barbosa, comunicação pessoal, 2009).

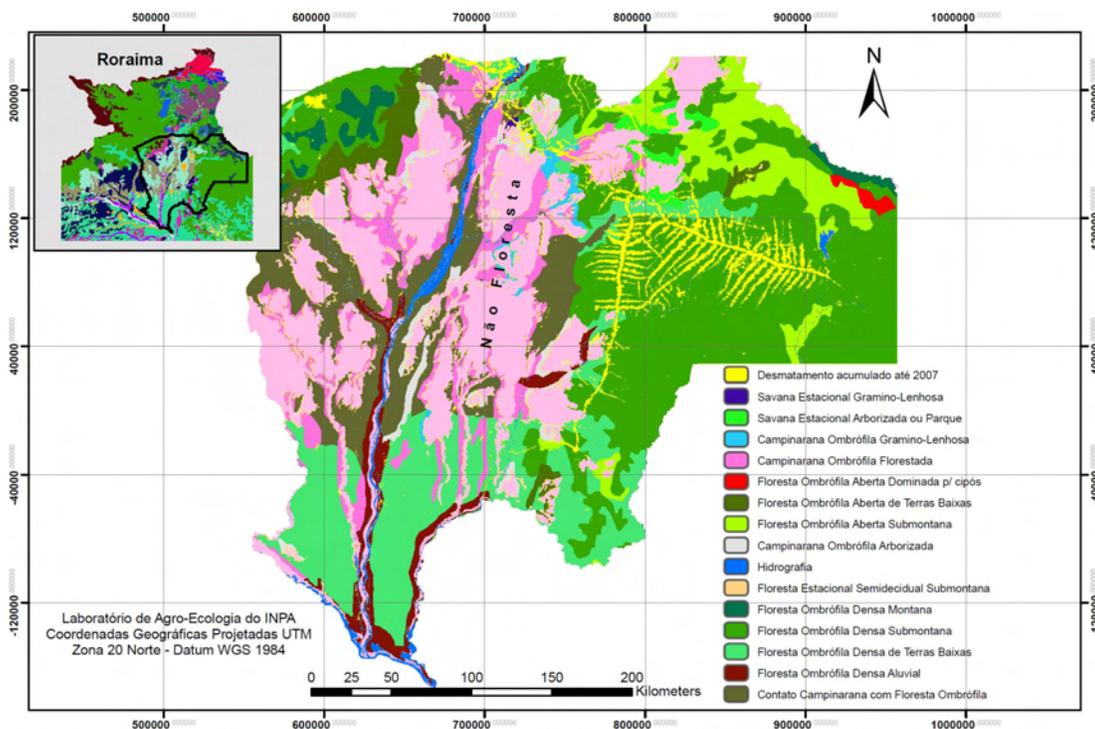


Fig. 12. Mapa de biomassa do Sul do Estado de Roraima para o de 2007 derivado do mapa de biomassa da Amazônia, calculado por Nogueira et al., (2008).

Os cálculos foram realizados através de operações de álgebra de mapas no *software* ArcGis 9.1, utilizando-se o mapa de classes de densidade média de biomassa para Amazônia e o mapa de uso da terra de 2007. Para se obter as áreas ocupadas por cada tipo florestal foi

realizada uma multiplicação entre o mapa binário da classe floresta (1) e o mapa de classes de biomassa (classes 1 a 15). A totalização destas áreas foi obtida através da soma da quantidade de *pixels* de cada classe resultante dessa operação, conhecendo-se a área de cada *pixel*.

O valor total da biomassa remanescente no sul de Roraima em 2007 foi obtido pela somatória da área (ha) ocupada por cada tipo florestal multiplicado por sua respectiva biomassa média (ton . ha¹). Essa biomassa, acima e abaixo do solo (incluem a necromassa), calculada para o sul de Roraima até o ano de 2007, após a conversão, representou o estoque de carbono existente nas florestas remanescentes da região até aquele ano (Tabela 3).

Tabela 3. Biomassa presente e estoque de carbono nas florestas da região Sul do Estado de Roraima em 2007.

*Código	Tipo Florestal	Valor	**Pixels por tipo florestal	Biomassa Acima e abaixo do solo		Biomassa Média seca	Estoque Carbono Total
				Inventários	Inventários		
-	-	-	n	Ton/ha ^a	n	Toneladas	Toneladas
LO	Contato Campinarana com Floresta Ombrófila	15	149864	384,6310	274	360264645,5146	174728353,0746
Fs	Floresta Estacional Semidecidual Submontana	10	187	315,6799	33	368950,8934	178941,1833
Ab	Floresta Ombrófila aberta de Terras Baixas	6	36318	363,4307	265	82494236,1540	40009704,5347
As	Floresta Ombrófila aberta Submontana	7	87053	336,0238	618	182824258,4537	88669765,3500
Da	Floresta Ombrófila Densa Aluvial	14	38542	360,8265	144	86918603,7334	42155522,8107
Db	Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas	13	229923	384,5027	517	552537610,4613	267980741,0737
Dm	Floresta Ombrófila Densa Montana	11	20845	361,3022	27	47070899,0478	22829386,0382
Ds	Floresta Ombrófila Densa Submontana	12	415241	385,3348	533	1000042511,1369	485020617,9014
La	Campinarana Ombrófila Arborizada	8	28939	60,6171	^a	10206025,3556	4949922,2975
Ld	Campinarana Ombrófila Florestada	4	100589	365,0000	^d	229468656,2500	111292298,2813
Lg	Campinarana Ombrófila Gramino-lenhosa	3	7727	46,0000	^c	2221512,5000	1077433,5625
Sa	Savana estacional arborizada	2	13506	44,6951	^b	3772825,1288	1829820,1874
Sg	Savana estacional gramino-lenhosa	1	524	12,573	^b	41176,5750	19970,6389
Total		-	1127258	-	-	2558231911,20	1240742476,93

^a Brasil, IBGE, (1992).

^{**} Resolução do pixel → 250 m (6,25 hectares).

^a A biomassa total acima do solo foi retirado de Barbosa & Ferreira, (2004) e somado à razão *root/shoot* de 2.81 para obtenção da fração raiz (Barbosa Com. Pessoal).

^b A biomassa total acima do solo foi retirado de Barbosa & Fearnside, (2005) e somado à razão *root/shoot* de 2.81 para obtenção da fração raiz (Barbosa Com. Pessoal).

^c A biomassa total acima e abaixo do solo foi estimada a partir de trabalhos de Kauffman et al., (1988) e de Klinge et al., (1975).

^d Dados de Biomassa total estimado a partir de dados do Projeto RADAMBRASIL (1973-1984).

Estimativa de biomassa da vegetação secundária simulada e outros tipos de vegetação da paisagem em equilíbrio

No modelo AGROECO, adaptado para este estudo, considerou-se que a vegetação secundária especializada na simulação, para cada iteração, foi originada de áreas desmatadas para fins de pecuária. As pastagens são ainda hoje o principal tipo de uso da terra na Amazônia, correspondendo de 75 a 81% das áreas desmatadas (Barreto et al., 2008b; Greenpeace, 2009).

Para estimar a biomassa de vegetação secundária simulada anualmente e as remanescentes nos cenários de 2030, mapas binários com pixels da classe de vegetação secundária gerados a cada iteração foram submetidos a operações de álgebra de mapas. Esse procedimento visou determinar a composição das paisagens geradas anualmente pelo modelo

de simulação relativo à idade da vegetação secundária proveniente de pastagens abandonadas em determinada paisagem. Ou seja, determinar quanto da vegetação secundária criada na paisagem no tempo t_0 permanece em uma paisagem criada no tempo t_1 . As operações consistiram de cruzamentos sistemáticos entre os mapas gerados ao longo das simulações e que foram recuperados a cada iteração pelo DINAMICA-EGO, de 2008 a 2030 (Fig. 13).

A composição da vegetação secundária simulada nas paisagens anuais foi determinada verificando-se sua abundância relativa na paisagem de 2030 e de forma auxiliar, em função do *tempo de permanência* das células de vegetação secundária na paisagem. Como tempo de permanência considerou-se os resultados dos cálculos realizados sobre os dados de vegetação secundária simulada no cenário BAU1 (sem a BR-319). Para isso foi utilizado o conceito de “meia-vida” da vegetação em regeneração, baseado na metodologia de Almeida (2008).

Este autor define como meia-vida da vegetação secundária o tempo necessário para que a metade das células da vegetação secundária, mapeados em um tempo t , desapareçam em um tempo $t+1$. Os cálculos do tempo de permanência foram realizados a partir do desenvolvimento da equação (15) de decaimento exponencial da linha de ajuste do gráfico obtido dos dados de vegetação secundária da paisagem gerada em 2008 evoluindo até 2030 (Fig. 14). Assim:

$$Y = 109,7e^{-0,21x} \quad (15)$$

Onde: Y é o percentual de vegetação secundária existente e x é o número de anos decorridos desde a formação da vegetação secundária na paisagem. Substituindo o Y por 50, ou seja, restando 50% da vegetação secundária criada em uma determinada paisagem podemos calcular o x expresso em anos e estimar a sua “meia-vida” (Almeida, 2008).

Em função dos resultados dos cálculos anteriores a vegetação secundária simulada compondo cada paisagem anual foi dividida em três estratos distintos, para todos os cenários simulados: vegetação secundária jovem (igual ou menor do que cinco anos, ou apenas, $x \leq 5$ anos), vegetação secundária intermediária ($5 < x \leq 10$ anos) e vegetação secundária antiga ($x > 10$ anos). A partir dessa classificação o total de pixels da classe vegetação secundária de cada paisagem anual foi transformado em área (ha) e multiplicado pela biomassa média calculada para cada estrato ($\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1}$) da vegetação secundária. Para isso foi utilizado os cálculos de biomassa total média (acima e abaixo do solo + necromassa) realizados por Fearnside & Guimarães (1996) aplicando-se interpolação entre os dados tabelados para deduzir o valor médio de cada estrato.

Desse modo, para o estrato de vegetação secundária jovem (em fase inicial de regeneração) foi utilizado o índice de 33,8 tonelada de biomassa.ha⁻¹, calculado para a vegetação secundária de três anos. Para o estrato de vegetação secundária intermediária utilizou-se o índice de 54,9 tonelada de biomassa.ha⁻¹, calculado para a vegetação secundária de sete anos. E para o estrato vegetação secundária antiga foi utilizado o índice de 87,4 tonelada de biomassa.ha⁻¹, calculado para a vegetação secundária de 17 anos. O cálculo da biomassa da vegetação secundária simulada foi realizado através da equação:

$$\text{Biomassa de vegetação secundária}_i = P_{x_i} * A * \text{Biomassa média}_i \quad (16)$$

(i = 1, 2, 3)

Onde: P_{x_i} é a quantidade de pixels da classe vegetação secundária do estrato i , A é a área do píxel (6,25 ha) e Biomassa média_i é a biomassa média calculada para o estrato i da vegetação secundária.

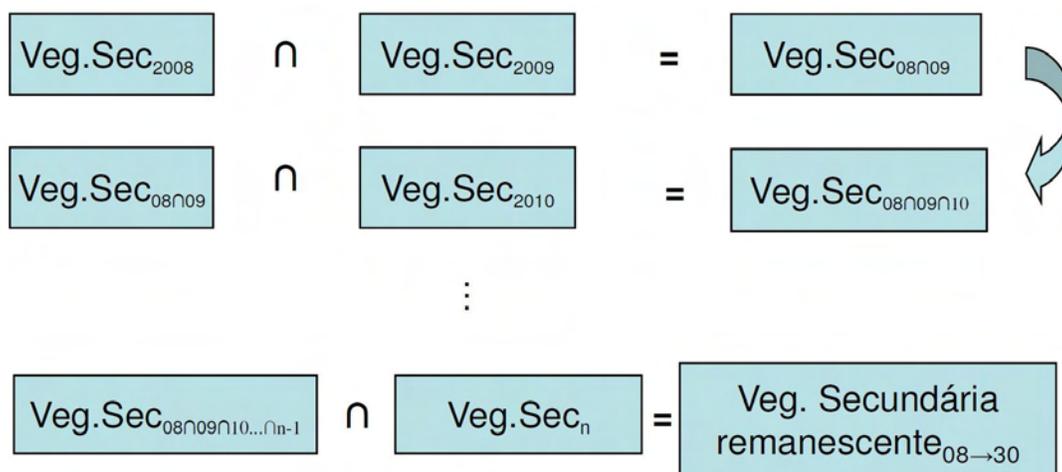


Fig. 13. Metodologia para se determinar o mosaico de idades da vegetação secundária (Veg.Sec) remanescente nas paisagens geradas a cada iteração nas rodadas de simulação para os cenários. Esse procedimento foi repetido para cada paisagem anual de cada cenário simulado até o ano de 2030.

Após esses cálculos preliminares a biomassa da vegetação secundária simulada proveniente de pastagens foi somada à biomassa calculada para as outras categorias de uso do solo consideradas por Fearnside (1996) como recobrando a paisagem em equilíbrio após o desmatamento. Essas classes são: pastagem produtiva, pastagem degradada, agricultura e vegetação secundária proveniente da agricultura (Tabela 4). A biomassa proporcional calculada para essas categorias foi de 10,62 t.ha⁻¹. A área desmatada acumulada nos cenários simulados a cada iteração (ha) foi multiplicada por esse valor, representando a biomassa

contida em cada hectare e o resultado foi multiplicado por 0,45 para se extrair o carbono da biomassa, presumindo seu valor em 45% do valor da biomassa (Fearnside, 1996, 2000).

Para utilizar esta metodologia partiu-se do pressuposto que vegetação secundária simulada nos cenários foi composta por um mosaico de vegetação secundária de várias idades submetidas a um equilíbrio dinâmico, imposta por taxas de *clearing* e rebrotas constante. E que esse equilíbrio guardou proporções fixas entre as classes de idades, compostas por vegetação secundária jovem, intermediária e antiga, ao longo dos anos simulados.

A taxa de *clearing* (corte da vegetação secundária simulada) utilizada para os cenários foi de 22%. Para o *Regrowth* (regeneração da vegetação secundária simulada) foi utilizada a taxa de 4,5%. Para a aplicação dessas taxas nos baseamos em taxas semelhantes encontradas por Soares-Filho et al. (2004) na região norte de Mato Grosso, entre 1992 e 1996, para a calibração do modelo de simulação supondo o asfaltamento da BR-163.

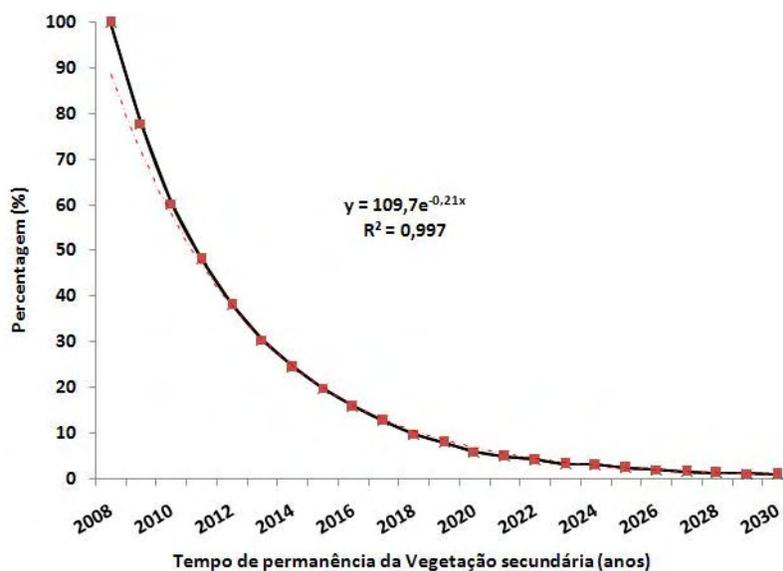


Fig. 14. Curva de decaimento exponencial mostrando a permanência percentual das células de vegetação secundária gerada na primeira iteração do cenário BAU1 (sem a BR-319), considerado o cenário de linha de base para as simulações dos outros cenários de desmatamento do sul do Estado de Roraima.

Tabela 4. Classes de uso da terra consideradas para o cálculo da biomassa da paisagem em equilíbrio recobrimdo a área previamente desmatada

Uso	Prop da paisagem desmatada	Prop da área agric+past	Biomassa t/ha	biomassa proporç t/ha	carbono (45%) tC/ha
Pastagem produtiva	0,438	0,80	10,7	8,52	
Pastagem degradada	0,052	0,09	8	0,76	
Agricultura	0,04	0,07	0,7	0,05	
veg.sec da agricult	0,02	0,04	35,6	1,29	
total	0,55	1,00		10,62	4,78

Estimativa de emissões de Carbono para a atmosfera

A biomassa florestal foi convertida em carbono utilizando o fator de conversão de 0,485 (Silva, 2007; Nogueira, 2008). Considerou-se o conteúdo de carbono da vegetação secundária simulada, de pastagens e de agricultura formando a paisagem em equilíbrio, sendo de 45% do peso estimado para a sua biomassa (Fearnside, 1996, 2000). Assim:

$$\text{ton } C_{(\text{forest})} = \text{ton biomassa florestal} * 0,485 \quad (17)$$

Onde ton $C_{(\text{forest})}$ é a estimativa de carbono contido na biomassa, em toneladas; ton biomassa florestal é o total da biomassa encontrada na floresta, em toneladas, e

$$\text{ton } C_{(\text{veg. secundária})} = \text{ton biomassa veg. secundária} * 0,450 \quad (18)$$

Onde ton $C_{(\text{veg. secundária})}$ é a estimativa de carbono contido na biomassa da vegetação secundária, em toneladas; ton biomassa veg. secundária é o total da biomassa encontrada na vegetação secundária, em toneladas.

As estimativas de emissões de cada cenário intermediário, simulado anualmente até 2030, foram calculadas a partir da perda do estoque de carbono existente nas florestas remanescentes em 2007 até aquele ano intermediário específico. A cada ano simulado descontou-se o carbono da paisagem em equilíbrio juntamente com o carbono da vegetação secundária simulada.

Foi presumido neste trabalho que a vegetação secundária simulada, nos diferentes estádios de regeneração, comporia a paisagem em equilíbrio juntamente com as outras

categorias de uso da terra, apresentadas na Tabela 4, após o corte raso da floresta. Isto para se calcular as emissões líquidas de carbono para a atmosfera a partir da biomassa florestal. Dessa forma, a cada ano da simulação descontou-se do carbono emitido proveniente do corte raso da floresta o carbono contido na paisagem em equilíbrio substituindo a floresta.

Assim (Houghton et al., 1997; Fearnside et al., 2009):

$$\Delta C_{(\text{Cenário simulado})} = A * (C_{\text{antes}} - C_{\text{depois}}) \quad (19)$$

Onde: $\Delta C_{(\text{Scenario})}$ é o carbono líquido emitido (ton C) pelo desmatamento entre 2007 e 2030 para cada cenário, descontando o estoque médio de carbono na paisagem de equilíbrio que substitui a floresta (Fearnside, 1996); A é a área (ha) desmatada no período; C_{antes} e C_{depois} representam os estoques de carbono na paisagem antes e depois do desmatamento, em toneladas.