

CAPÍTULO 17

RORAIMA E O AQUECIMENTO GLOBAL: ESTIMATIVA ATUALIZADA DO BALANÇO ANUAL DAS EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA PROVENIENTES DA MUDANÇA DE USO DA TERRA¹

Philip M. FEARNside²

¹ Atualização de Fearnside, P.M. 1997. Roraima e o aquecimento global: balanço anual das emissões de gases do efeito estufa provenientes da mudança de uso da terra. *In*: R.I. Barbosa, E.J. Ferreira & E.G. Castellon (eds.) *Homem, Ambiente e Ecologia no Estado de Roraima*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia (INPA), Manaus, Amazonas. p. 337-359.

² Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA/CPEC; pmfearn@inpa.gov.br

RORAIMA AND GLOBAL WARMING: AN UPDATED ESTIMATE OF THE ANNUAL BALANCE OF GREENHOUSE-GAS EMISSIONS FROM LAND-USE CHANGE

ABSTRACT

Land-use change in Roraima in 1990 included 16.1×10^3 ha of deforestation in the 177×10^3 km² area that was originally forested of the state's 225×10^3 km² total area. Approximately 21.3×10^3 ha of secondary forests were also cut (15% of the area present), and 58×10^3 ha of productive planted pasture were burned (33% of the area present). Regrowth of 139×10^3 ha of secondary forests absorbed carbon. The mean total biomass of the original primary forest in Roraima is estimated to be 392 tons per hectare ($t \text{ ha}^{-1}$), including underground and dead components. Adjustment for logging results in a mean total biomass deforested in 1990 of $390 t \text{ ha}^{-1}$ in areas of original forest, of which $298 t \text{ ha}^{-1}$ were above ground (exposed to the initial burning). Besides emissions from the initial burning, dead biomass remaining from the deforestation done in previous years emitted gases through decomposition and through combustion in reburns. Emissions are calculated in low and high trace-gas scenarios that represent the range of emission factors that appear in the literature for the various burning and decomposition processes. These sceneries do not reflect the uncertainty in the values for deforestation rate, forest biomass, intensity of logging and other inputs to the calculations. Rates of removal of carbon by conversion of biomass to charcoal and the particles of graphitic carbon are calculated. The charcoal formed represented 61.5×10^3 t of carbon (C), while the particles of graphitic carbon represented $3.3\text{-}4.4 \times 10^3$ t. The calculated net emissions of deforestation (not including emissions from logging) totaled 13.5×10^6 t of carbon dioxide (CO₂), $17.2\text{-}21.7 \times 10^3$ t of methane (CH₄), $372.7\text{-}469.1 \times 10^3$ t of carbon monoxide (CO), and $1.5\text{-}2.8 \times 10^3$ t of nitrous oxide (N₂O). These emissions have impact on the greenhouse effect equivalent to $3.9\text{-}4.0 \times 10^6$ t of CO₂ carbon, calculated using the global-warming potentials (GWPs) for 100 years derived by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) that were adopted by the Kyoto Protocol for use up to 2012. The emissions of CO₂ gas include 2.51×10^6 t from initial burning, $10.1\text{-}10.4 \times 10^6$ t from decomposition and 1.00×10^6 t from subsequent burning of primary forest biomass; 0.25×10^6 t from decomposition and 0.29×10^6 t from burning secondary forest biomass, and 0.32×10^6 t from the soil to a depth of 20 cm. Regrowth of secondary forest removed 0.87×10^6 t of CO₂ (only 6% of the gross emission, excluding pastures). Logging released 0.030×10^6 t of CO₂, and the pastures released through burning (and assimilated through growth) 0.173×10^6 t, not counted in the above total.

INTRODUÇÃO

Tipos de Cálculos de Emissões

O desmatamento na Amazônia brasileira libera quantidades de gases do efeito estufa que são significativas em termos do impacto atual e do potencial implicado para a contribuição no longo prazo ao aquecimento global pela continuação do desmatamento da vasta área de florestas remanescentes. O modo de se calcular as emissões pode ter um tremendo efeito no impacto atribuído ao desmatamento. Uma forma de cálculo enfoca as emissões líquidas comprometidas, que expressam a contribuição da transformação final da paisagem florestal em uma nova, utilizando como base de comparação o mosaico dos usos da terra que resultariam de uma condição de equilíbrio criada pela projeção das tendências atuais. Isto inclui emissões de decomposição ou de requieiras dos troncos que permanecem sem queimar quando a floresta é inicialmente derrubada (emissões comprometidas), e absorção de carbono pelas florestas secundárias crescendo em locais abandonados após o uso por agricultura e pecuária (absorção comprometida), assim resultando na estimativa das emissões líquidas comprometidas (Fearnside, 1997a).

Outra forma de cálculo, que é o assunto deste capítulo, visa a balanço da liberação anual e da absorção dos gases do efeito estufa em um determinado ano (Fearnside, 1996a). Estimativas do balanço anual dos gases do efeito estufa são necessárias para regiões específicas a fim de se entender os fluxos destes gases no nível global.

O balanço anual representa uma medida instantânea dos fluxos dos gases do efeito estufa, dos quais o dióxido de carbono é o mais importante. Às vezes, isto é chamado de balanço anual das emissões líquidas. Mesmo que os cálculos atuais sejam feitos em uma base anual, eles são aqui denominados "instantâneos" para enfatizar o fato de que não incluem futuras conseqüências do desmatamento e outras atividades que ocorrem no ano em questão. Deve ser salientado que o balanço anual **não** é a melhor medida do impacto sobre o efeito estufa proveniente do desmatamento, e que deveriam ser incluídas liberações e retiradas futuras. Emissões líquidas comprometidas e emissões líquidas temporalmente ponderadas têm mais sentido para decisões políticas, sobretudo a última. As emissões líquidas temporalmente ponderadas calculam o fluxo líquido durante cada ano, permitindo a aplicação de um horizonte de tempo e uma ponderação pela preferência temporal seja a aplicação de uma taxa de desconto ou um procedimento alternativo para refletir os valores colocados pela sociedade sobre efeitos no curto prazo versus no longo prazo.

O DESMATAMENTO EM RORAIMA

Roraima apresenta características únicas. Trata-se de um Estado pequeno (em termos amazônicos), e longe do avanço da população e da pecuária ao longo do "arco de desmatamento" que se estende de Belém até Rondônia, em que se concentra, mais de 80% da atividade do desmatamento.

Apenas 3% da atividade de desmatamento no período de 1992-1994 foram feitas em Roraima. Mesmo assim, o percentual modesto do desmatamento brasileiro é enganador devido ao tremendo tamanho das emissões brasileiras. As emissões de Roraima são maiores do que as emissões de muitos países. A área de floresta que ainda permanece em pé (e em risco de desmatamento) em Roraima também é maior do que em muitos países tropicais, apesar das áreas bem maiores presentes em estados amazônicos vizinhos.

Para calcular taxas de desmatamento, precisa-se de estimativas da extensão do desmatamento em dois momentos no tempo. No caso de Roraima, a taxa anual de desmatamento para o período 1978-1988 foi estimada a partir de estimativas da extensão em 1978 (derivada de imagens de Tardin *et al.*, 1980 por Skole & Tucker, 1993, ver Fearnside, 1993a) e por 1988 (Fearnside *et al.*, 1990), resultando num valor de $0,2 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$. As taxas anuais de desmatamento e as áreas acumuladas de desmatamento são apresentadas na Tabela 1. Para os anos seguintes a 1988 os dados são do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2007). Observa-se que em Roraima a taxa de desmatamento aumentou de $0,2 \times 10^3 \text{ km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$ em 1988 para $0,7 \times 10^3 \text{ km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$ em 1989 (em contraste com a tendência na Amazônia Legal como um todo, que experimentou um declínio de 1988 para 1989); a taxa então caiu para $0,2 \times 10^3 \text{ km}^2$ para 1989-1990, aumentando novamente para $0,4 \times 10^3 \text{ km}^2$ para 1990-1991 (Fearnside *et al.*, 1990; Fearnside, 1993b). Até 1990 nenhuma área havia sido inundada por hidrelétricas em Roraima, sendo Jatapú (45 km^2) a primeira, com a barragem completamente cheia em abril de 1994 (Fearnside & Barbosa, 1996).

Tabela 1 - Desmatamento em Roraima (1978-2006).

Ano	Taxa de Desmatamento ($10^3 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$)	Área Acumulada Desmatada no Final do Período (10^3 km^3)
1978-1988	0.239	2.829
1989	0.673	3.641
1990	0.161	3.802
1991	0.420	4.222
1992	0.281	4.503
1993-1994	0.240	4.983

1995	0.220	5.203
1996	0.214	5.417
1997	0.184	5.601
1998	0.223	5.824
1999	0.220	6.044
2000	0.253	6.297
2001	0.345	6.642
2002	0.084	6.726
2003	0.439	7.165
2004	0.311	7.476
2005	0.133	7.609
2006	0.231	7.840

A estimativa do balanço anual no atual estudo considerou as taxas anuais de desmatamento indicadas acima, inclusive a taxa constante de $0,2 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ entre 1978 e 1988. No entanto, existem algumas outras informações sobre desmatamento em Roraima neste intervalo que podem permitir dúvidas sobre como a taxa poderia ter variado no período. A estimativa do INPE para o desmatamento da floresta até 1988 em Roraima é de 2.187 km^2 . As estimativas anteriores para Roraima, apresentadas no gráfico do relatório do INPE para o crescimento da área desmatada (INPE, 1989: 48), omitem a estimativa para imagens de LANDSAT de 1981 feita pelo IBDF (1983). O relatório do IBDF (1983) usa 1982 como o ano nominal para a estimativa em Roraima, porém, a maioria das imagens são de 1981. Levando em conta os 1.170 km^2 indicados pela estimativa do IBDF, parece ser improvável que apenas 1.017 km^2 fossem desmatados ao longo do período de sete anos, entre 1981 e 1988. Este foi o período durante o qual o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) e o antigo Governo do Território Federal de Roraima, estabeleceram e/ou consolidaram o Projeto de Assentamento Rápido Apiaú (PAR Apiaú), o Projeto de Assentamento Dirigido Anauá (PAD Anauá) e outros projetos oficiais de colonização, que são claramente visíveis nas imagens de 1986, no mosaico do INPE da Região Norte (INPE, 1988).

A BIOMASSA DAS FLORESTAS DE RORAIMA

A biomassa das florestas representa um dos fatores mais importantes que determinam a quantidade de emissões de gases provocadores do efeito estufa liberada pelo desmatamento. Em média, 50% da biomassa seca das madeiras amazônicas é composta de carbono (Fearnside *et al.*, 1993). Este carbono é liberado pela queimada e/ou pela decomposição principalmente nas formas de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e monóxido de

carbono (CO), enquanto outros gases, como nitroso de oxigênio (N₂O), também são liberados em função da quantidade de biomassa oxidada.

A biomassa média das florestas primárias presentes em Roraima foi calculada baseada na análise dos dados publicados sobre o volume de madeira a partir dos inventários florestais do Projeto RADAMBRASIL (1973-1983). Foram usadas as parcelas distribuídas no Estado, suplementado para alguns tipos de floresta por parcelas em áreas adjacentes nos estados vizinhos. A biomassa foi calculada a partir dos dados por árvore nas planilhas de RADAMBRASIL, ao invés de usar os totais de volume por hectare publicado nos volumes do referido Projeto que foram usados anteriormente (*i.e.*, Fearnside, 1994; 1997b). Aos valores para densidade de madeira (Fearnside, 1997c) foram aplicados os ajustes apropriados para densidade de madeira, irregularidades no tronco e troncos ocos de Nogueira *et al.* (2005; 2006; 2007). Biomassa total média (incluindo componentes mortos e subterrâneos) é calculada como 392 t.ha⁻¹ para todas as florestas maduras não perturbadas originalmente presente em Roraima. A biomassa média acima do solo é de 299 t.ha⁻¹, da qual 24 t.ha⁻¹ estão mortas; a biomassa média subterrânea é de 92 t.ha⁻¹. As avaliações de biomassa total são desagregadas pelo tipo florestal (Tabela 2). É usada a classificação da vegetação do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (IBGE & IBDF, 1988). Dois tipos de vegetação (La, de 970 km² e Lg, de 9767 km²), que foram considerados como floresta na análise anterior, foram reclassificados como não floresta.

Tabela 2 - Estimativa da biomassa das florestas em Roraima.

Categoria	Código	Grupo	Sub-grupo	Classe	Área Presente (km²) (a)	Área Protegida (ha) (a)	Biomassa Total (t ha⁻¹) (b)
Florestas densas	Da-0	Floresta ombrófila	densa	aluvial	3326	0	363
	Db-0	Floresta ombrófila	densa	terras baixas	10248	0	394
	Dm-0	Floresta ombrófila	densa	montana	20661	565	415
	Ds-0	Floresta ombrófila	densa	submontana	83692	5384	394
Sub-total: florestas densas					117927	5949	397
Florestas não densas	As-0	Floresta ombrófila	aberta	submontana	8430	0	411
	Fs-0	Floresta estacional	semidecidual	submontana	1041	0	513
	Ld-0	Vegetação lenhosa oligotrófica e áreas arenosas		arbórea densa	10967	476	336
	LO-0	Áreas de tensão ecológica e contato		Vegetação oligotrófica/floresta ombrófila	30184	1581	386
	ON-0	Áreas de tensão ecológica e contato		Floresta ombrófila/estacional	3045	0	363
	SN-0	Áreas de tensão ecológica e contato		Savana/floresta estacional	904	0	240
	SO-0	Áreas de tensão ecológica e contato		Savana/floresta ombrófila	4286	0	415
	Sub-total: florestas não densas					58857	2057
Total: Florestas densas e não densas					176784	8006	392

(a) Fearnside & Ferraz (1995).

(b) Atualizado de Fearnside (1994) usando dados por árvore corrigidos baseado em Nogueira et al. (2005, 2006, 2007).

As áreas de vegetação protegida e desprotegida de cada tipo no Estado também foram calculadas (Fearnside & Ferraz, 1995). Pela multiplicação da biomassa por hectare de cada tipo florestal pela área desprotegida presente, é possível estimar a biomassa derrubada se presumirmos que o desmatamento é distribuído entre os diferentes tipos de vegetação em proporção à área desprotegida presente.

EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA

Queima Inicial

As emissões e remoções de gases do efeito estufa estão tabuladas para um cenário de "baixo gases-traço" (Tabela 3) e para um cenário de "alto gases-traço" (Tabela 4). Estes dois cenários utilizam os altos e baixos valores que aparecem na literatura para os fatores de emissões para cada gás em tipos diferentes de queimada (revisado em Fearnside, 1991; 1992). Eles não refletem a dúvida referente a biomassa florestal, taxas de desmatamento, eficiência de queimada e outros fatores importantes.

A queima inicial representa $2,51 \times 10^6$ t de gás de CO₂, ou 10% da emissão bruta de $14,33-14,35 \times 10^6$ t. A emissão bruta de um gás refere-se a todas as liberações do gás, mas não aos fluxos no sentido inverso (absorção). A contribuição de CH₄ na queima inicial é de 8,1-9,7 entre um total de $17,2-21,7 \times 10^3$ t (45-47%), enquanto que do CO é 194,5 -243,6 de $372,7-469,1 \times 10^3$ t (52%) e, do N₂O, é 0,5 de $1,5-2,8 \times 10^3$ t (18-34%). Para NO_x e NMHC, se considerado à parte da perda de fontes de floresta madura, representam, respectivamente, 6,2 de $14,5 \times 10^3$ t (42%) e 5,4-10,2 de $8,7-16,5 \times 10^3$ t (62%).

A eficiência de queima (percentagem de carbono da pré-queima presumivelmente emitido como gases) foi, em média, de 32,6% nos estudos usados no cálculo: 27,6% em uma queimada de 1984 e 28,3% em uma queimada de 1990 estudadas perto de Manaus (Fearnside *et al.*, 1993; 2001); e 42,0% em três queimadas em 1986 estudadas em Altamira, Pará (Fearnside *et al.*, 1999). Os ajustes para o efeito da exploração madeireira na distribuição diamétrica da biomassa resultam em uma eficiência de 33,2%. Estudos em queimadas iniciais realizados por Kauffman *et al.* (1995) encontraram eficiências de queima maiores. Com este, são sete estudos atualmente disponíveis de queimas iniciais em florestas originais, com eficiências de queima variando de 27,6% a 56,9%, com média de 44,0%. A seqüência completa de queimadas eleva a eficiência total para 56,5%.

A formação de carvão vegetal perfez uma média de 2,7% e 1,8%, relativo ao carbono acima do solo antes da queimada em Manaus (Fearnside *et al.*, 1993) e de 1,3% em Altamira (Fearnside *et al.*, 1999). O valor utilizado no cálculo atual foi a média de 1,9%.

Tabela 3 - Balanço anual das emissões líquidas por fonte nas áreas originalmente florestadas de Roraima: Cenário de Baixo Gases-Traço.

Fonte	Emissões (peso do Gás)						Sumidouros (peso de C)	
	CO ₂	CH ₄	CO	N ₂ O	NO _x	NMHC	Carbono de Carvão Vegetal	Partículas de Carbono Grafítico
	(10 ⁶ t)	(10 ³ t)	(10 ³ t)	(10 ³ t)	(10 ³ t)	(10 ³ t)	(10 ³ t)	(10 ³ t)
BIOMASSA DE FLORESTA ORIGINAL								
Queimada inicial	2.51	8.10	194.50	0.50	6.15	5.40	46.12	1.89
Requeimadas	0.91	4.54	142.75	0.18	7.16	2.27	15.27	1.06
Decomposição acima do solo por cupins	0.17	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Outros tipos de decomposição acima do solo	6.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Decomposição abaixo do solo	3.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
BIOMASSA DE FLORESTA SECUNDÁRIA								
Queimada (b)	0.29	0.95	22.82	0.06	0.32	0.63	0.05	0.22
Decomposição acima do solo por cupins	0.00	0.003	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Outros tipos de decomposição acima do solo	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Decomposição abaixo do solo	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Cupins na floresta secundária	0.00	0.026	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
QUEIMADA DE PASTAGENS	(c)	0.52	12.58	0.03	0.88	0.35	0.02	0.12
OUTRAS FONTES								
Gado	0.00	2.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Solos em pastagens	0.00	0.00	0.00	0.69	0.00	0.00	0.00	0.00
Perda de fontes e sumidouros na floresta intacta	0.00	0.16	0.00	0.00	-36.87	-4.04	0.00	0.00

BIOMASSA DE FLORESTA SECUNDÁRIA								
Queimada (b)	0.29	1.14	28.52	0.06	0.32	1.20	0.05	0.27
Decomposição acima do solo por cupins	0.003	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Outros tipos de decomposição acima do solo	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Decomposição abaixo do solo	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Cupins na floresta secundária	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
QUEIMADA DE PASTAGENS	(c)	0.63	15.72	0.03	0.88	0.66	0.02	0.15
OUTRAS FONTES								
Gado	0.00	2.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Solos em pastagens	0.00	0.00	0.00	0.69	0.00	0.00	0.00	0.00
Perda de fontes e sumidouros na floresta intacta	0.00	0.16	0.00	0.00	-36.87	-4.04	0.00	0.00
Perda de cupins na floresta natural	0.00	-0.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Carbono do solo (20 cm superiores)	0.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TOTAL DAS EMISSÕES	14.350	21.69	469.05	2.81	-22.34	12.42	61.47	4.35
ABSORÇÃO	-0.874	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EMISSÕES LÍQUIDAS	13.476	21.69	469.05	2.81	-22.34	12.42	61.47	4.35

(a) A taxa de desmatamento na área originalmente florestada era 16.100 ha ano⁻¹ em 1990.

(b) A queimada das florestas secundárias inclui tanto as queimadas iniciais e subsequentes para florestas secundárias derivadas da agricultura e das pastagens, e para pastagens degradadas que são cortadas e recuperadas.

(c) CO₂ das queimadas para manutenção das pastagens não é contado, já que este é re-assimilada anualmente na medida em que as pastagens recrescem, fazendo com que o fluxo líquido seja igual a zero. O fluxo bruto estimado para 1990 desta fonte foi 0,173 × 10⁶ t de gas de CO₂.

As partículas gráficas de carbono são outro sumidouro para o carbono que é queimado. Isto é calculado a partir dos fatores de emissão, e da quantidade de madeira queimada. O montante de carbono que entra neste depósito é apenas 1/20 do montante que entra no depósito de carvão (Tabelas 3 e 4).

Queimadas Subsequentes

Queimadas subsequentes fazem com que os restos da floresta original e da biomassa florestal secundária entrem em combustão. Os restos florestais originais queimaram-se a uma eficiência de 28,0% em um estudo em floresta secundária em Roraima (Fearnside *et al.*, 2007). Numa queimada de pastagens em Colônia do Apiaú, também em Roraima, 12,3% do carbono da pré-queima nos restos florestais originais foi consumido (Barbosa, 1994; Barbosa & Fearnside, 1996a). A média dos resultados dos dois estudos (20,1%) é utilizada no cálculo atual.

Decomposição dos Restos Não-Queimados

A decomposição acima do solo dos restos não-queimados está calculada dos estudos disponíveis apresentados na Tabela 5. A decomposição faz uma contribuição significativa para emissões de gases do efeito estufa, e parece que o grande interesse de pesquisadores na queima de biomassa conduza muitas vezes para negligência das contribuições da decomposição.

Tabela 5 – Decomposição acima do solo em roças de agricultura de corte e queima.

A) ESTUDOS EXISTENTES SOBRE DECOMPOSIÇÃO

Fonte	Tipo de Biomassa	Idade da Biomassa em Decomposição (anos)	Ponto médio da idade (anos)	Biomassa acima do solo, peso seco (t ha ⁻¹)	Intervalo (anos)	Tempo decorrido no intervalo (anos)	Taxa de decomposição ("k")
Uhl & Saldarriaga (s/d)	Floresta madura	0	0	188 ^a			
		3-4	3,5	97,3	0-3,5	3,5	-0,188
		6-7	6,5	56	3,5-6,5	3	-0,184
		8-10	9	45,3	6,5-9	2,5	-0,085
		12-20	16	22,7	9-16	7	-0,099
Buschbacher (1984)	Floresta madura	0,5	0,5	279			
		2,5	2,5	208	0,5-2,5	2	-0,147
	Floresta secundária	0,5	0,5	17,7			
		2,5	2,5	14,2	0,5-2,5	2	-0,110

B) TAXAS MÉDIAS DE DECOMPOSIÇÃO DE RESTOS DE FLORESTAS MADURAS E SECUNDÁRIAS EM INTERVALOS ENTRE QUEIMADAS

Intervalo	Tempo decorrido no intervalo (anos)	Floresta madura		Floresta secundária	
		Taxa anual	Fração que sobrevive a decomposição no intervalo	Taxa anual	Fração que sobrevive a decomposição no intervalo
0-4 anos	5	-0,168	0,400	-0,110	0,558
5-7 anos	3	-0,184	0,543	-0,110	0,705
8-10 anos	3	-0,085	0,767	-0,110	0,705
Após 10 anos	infinito	-0,099	0,000	-0,110	0,000

(a) Calculado usando a biomassa inicial de 290 t ha⁻¹ de Stark & Spratt (1977), menos a perda para a combustão com uma eficiência de 0,332 e a formação da fração de carvão de 0,019 (média de medidas de Fearnside *et al.* 1993, 1999, 2007).

As emissões de metano dos cupins na decomposição de biomassa não-queimada (Martius *et al.*, 1996) são substancialmente mais baixas que avaliações anteriores (Fearnside, 1991; 1992). Isto é devido principalmente ao fato que as avaliações dos números de cupins em áreas desmatadas indicam que as populações são insuficientes para consumir a quantidade de madeira que tinha sido previamente presumido. *Nasutitermes macrocephalus*, a única espécie de cupim da Amazônia para a qual medições se encontram disponíveis, consome 49 mg da madeira seca por g de cupins por dia (Martius, 1989). Emissões mais baixas de metano (0,002 g CH₄ por g da madeira seca consumida) também contribuem para menores emissões desta fonte, calculada para totalizar apenas $0,18 \times 10^3$ t de gás de CH₄ da floresta original na área desmatada em 1990 (Tabelas 3 e 4).

Solos

A fim de calcular emissões de CO₂ dos solos, devemos considerar a camada de solo no uso da terra de substituição (como pastagem, por exemplo), que é compactada de uma dada profundidade do solo florestal (ver Fearnside, 1980). A emissão calculada aqui ($0,32 \times 10^6$ t de CO₂) considera apenas os 20 cm superiores do solo florestal; considerando o solo à profundidade de 1 m estas emissões aproximadamente duplicariam. Conversão de floresta em pastagens libera 3,96 t C.ha⁻¹ dos 20 cm superiores do solo florestal (ver Fearnside, 1991; 1997a). O solo de pastagem também emite N₂O (Luizão *et al.*, 1989).

Remoção das Fontes e Sumidouros da Paisagem Pré-Desmatamento

1. Sumidouro no solo para CH₄

O solo florestal tropical fornece um sumidouro natural para metano, removendo 0,0004 tonelada de carbono por hectare por ano (Keller *et al.*, 1986). Derrubar a floresta elimina este sumidouro assim tendo um efeito igual a criação de uma fonte do mesmo valor. Em 1990 as florestas que haviam sido desmatadas em Roraima somaram $0,16 \times 10^3$ t de gás CH₄ (Tabelas 3 e 4).

2. Fonte florestal de NO_x e NMHC

As folhas da floresta liberam 0,0131 t.ha⁻¹.ano⁻¹ de NO_x (Kaplan *et al.*, 1988; veja Keller *et al.*, 1991) e 0,12 t.ha⁻¹.ano⁻¹ de NMHC (Rasmussen & Khalil, 1988: 1420). Nenhuma informação encontra-se disponível sobre as liberações destes gases da vegetação de substituição. Supondo que não houve nenhuma liberação da agricultura e de pastagens produtivas e

degradadas, e que as liberações de florestas secundárias foram iguais àqueles das florestas primárias, a paisagem em 1990 em Roraima implicava em um fluxo negativo de $22,3 \times 10^3$ t de NO_x e um fluxo positivo de $4,6-12,4 \times 10^3$ t de NMHC (Tabelas 3 e 4).

3. Liberação de CH_4 por cupins

Cupins na floresta madura liberam metano produzido por bactérias que digerem celulose sob condições anaeróbicas nos abdomens dos insetos. Estas emissões serão perdidas quando a floresta for desmatada, mas por um longo tempo após isso estas emissões estarão mais do que compensadas pelos cupins que ingerem a biomassa não-queimada após o desmatamento. No cálculo de emissões por cupins na floresta, o item de interesse é a quantidade de biomassa absoluta que decompõe anualmente (em $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), em vez da taxa (fração) de decomposição por ano. Para litter (serapilheira) fino, o montante pode ser conhecido diretamente dos dados sobre taxas de queda de litter, já que pode ser presumido que tudo que cai decompõe e que o nível do estoque esteja em equilíbrio. Para o litter grosso tais dados não são disponíveis, e a quantidade que decompõe deve ser calculada a partir de informações sobre o estoque e a taxa de decomposição. Árvores mortas em uma floresta tropical podem decompor muito rapidamente. A constante de decomposição (k) para a decomposição de troncos na Panamá foi calculada em $0,461 \text{ ano}^{-1}$ para árvores >10 cm DAP, baseados em observações após um intervalo de 10 anos (Lang & Knight, 1979). Contudo, no atual estudo, as taxas mais baixas de decomposição medidas em roças de corte-e-queima (Tabela 5) são utilizadas para toda a biomassa grossa. Os montantes de litter fino e grosso são calculados dos estudos disponíveis apresentados nas Tabelas 6 e 7.

Tabela 6 - Produção de liteira fina em florestas amazônicas.

Parâmetros				Produção anual (peso seco, t ha ⁻¹)							Referência	
País	Local	Estado	Tipo de floresta	Liteira, folhas	Madeira < 20 mm de diâmetro	Madeira < 25 mm de diâmetro	Madeira de diâmetro não notado	Flores & frutos	Outra liteira fina	Total de liteira fina reportada		Total de liteira fina < 20 ou 25 mm
Brasil	Manaus (Reserva Egler)	Amazonas	Terra firme	5,60			1,35	0,35		7,30		Klinge & Rodrigues (1968)
	Manaus (Bacia Modelo)	Amazonas	Terra firme (Plató)	5,42		1,56		0,42	0,79	8,19	8,19	Luizão (1989)
	Manaus (Bacia Modelo)	Amazonas	Terra firme (Baixio)	4,69		1,17		0,43	1,12	7,41	7,41	Luizão (1989)
	Manaus (Reserva Ducke)	Amazonas	Terra firme	6,34			1,03	0,47		7,90		Franken <i>et al.</i> (1979)
	Capitão Poço	Pará	Terra firme							8,04		Dantas & Phillipson (1989)
	Belém	Pará	Terra firme	8,0						9,9		Klinge (1977)
	Belém (Mocambo)	Pará	Terra firme	6,1			0,88	0,31		7,3		Silva & Lobo (1982)
	Tucuruí	Pará	Terra firme	4,76						6,65		Silva (1984)
	Apiaú	Roraima	Terra firme	5,73						9,15		Barbosa & Fearnside (1996a)
	Maracá	Roraima	Terra firme	6,30	1,34			1,21	0,42	9,3	9,3	Scott <i>et al.</i> (1992)
Guiana Francêsa	Piste de Saint-Elie		Terra firme	5,67			1,44	0,72		7,83		Puig & Delobelle (1988)
Venezuela	San Carlos de Río Negro		Terra firme	7,56						10,25		Cuevas & Medina (1988)
MÉDIA				6,02	1,34	1,37	1,18	0,56	0,78	8,27	8,30	-

Tabela 7 - Estoques de biomassa morta grossa em florestas não perturbadas da terra firme.

País	Local	Madeira caída (peso seco, t ha ⁻¹)			Madeira morta em pé	Total de biomassa morta grossa	Referência
		Peças pequenas	Troncos	Total			
Brasil	Manaus, Amazonas	-	-	18,02	7,60	25,62	Klinge (1973)
	Maracá, Roraima	1,72	2,38	4,10	0,98	5,08	Scott <i>et al.</i> (1992)
Guiana Francesa	Piste de Sainte- Elie	3,60	11,42	15,02	3,49	18,51	Puig & Delobelle (1988)
Média	-	-	-	12,38	4,02	16,40	-

EXPLORAÇÃO MADEIREIRA

Em uma situação típica, as florestas acessíveis ao transporte terrestre ou fluvial são exploradas para madeira, diminuindo a sua biomassa pela remoção das toras de madeira e mediante a morte ou danificação de muitas árvores não colhidas. Posteriormente, esta floresta já explorada é desmatada para agricultura ou pecuária. Imagens em falsa-cor de Landsat-TM mostram os pequenos pontos vermelhos que aparecem em uma faixa em torno de algumas áreas desmatadas; no próximo ano as áreas com os pontos vermelhos acabam sendo desmatados de maneira normal (L. Gylvan Meira Filho, comunicação pessoal, 1993). Os pontos vermelhos indicam, provavelmente, a perturbação dos níveis pesados de exploração seletiva no ano antes da derrubada.

O efeito da exploração madeireira não é tão simples como pode parecer. Mediante a remoção dos troncos das árvores grandes, a eficiência de queimada aumentará, assim como a taxa de decomposição média da biomassa não-queimada. Isto é porque os galhos de diâmetro pequeno queimam melhor e decompõem mais rapidamente que grandes troncos.

Os valores para a biomassa da floresta não explorada para madeira (Tabela 2) representam as melhores avaliações para cada tipo florestal ao tempo em que foi levantado pelo Projeto RADAMBRASIL (nos princípios de anos 70). Os dados do RADAMBRASIL estão no Projeto RADAMBRASIL (1973-1983). Há razão para crer que as equipes de avaliação evitaram locais já pesadamente explorados para madeira (Sombroek, 1992). Além disso, danos de exploração madeireira eram muito menos amplos ao tempo dos levantamentos do que são no presente. A exploração madeireira está progredindo rapidamente, com a fração das áreas desmatadas que são

exploradas para madeira antes da derrubada incrementando visivelmente desde os meados dos anos 70. Isto sempre associado à melhora do acesso pelas estradas. O número de serrarias que compram madeira explodiu, e os preços da madeira aumentaram (cf. Veríssimo *et al.*, 1992). Além disso, os troncos e a madeira para o carvão vegetal e lenha são às vezes vendidos *após* a queimada.

A redução de biomassa devido à exploração madeireira nas áreas derrubadas é muito mais alta que a redução da biomassa média sobre a floresta como um todo, já que as áreas derrubadas geralmente têm o melhor acesso por estrada. Muito da redução de biomassa da exploração madeireira resultará em liberações de gases similares àquelas que ocorreriam através da derrubada: decomposição dos resíduos e de um número substancial de árvores não comerciais que são mortas ou são danificadas durante o processo de extração; decomposição e/ou queima das sobras geradas no processo de serragem, somados a uma decomposição mais lenta dos produtos feitos da madeira colhida (ver Fearnside, 1995a). Com ajustes para exploração madeireira, as áreas desmatadas em 1990 em Roraima tiveram uma biomassa total média de 390 t ha⁻¹, dos quais 269 t ha⁻¹ eram biomassa viva acima do solo, 28 t ha⁻¹ era morta acima do solo e 92 t ha⁻¹ eram subterrâneas.

Em Roraima, dados oficiais indicam uma intensidade atipicamente baixa de exploração madeireira em relação à área desmatada anualmente. Segundo os dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 1989 foram explorados 56.003 m³ de madeira em tora em Roraima (IBGE, 1990). Considerando a taxa de desmatamento de 16.100 ha.ano⁻¹ para 1989-1990, a intensidade de exploração teria sido apenas 3,5 m³.ha⁻¹, presumindo que toda a madeira explorada fosse oriunda de áreas sendo desmatadas naquele ano. Para fins do cálculo atual, foi feita essa presunção, a intensidade nas áreas de floresta não desmatadas, portanto, sendo zero. Sendo que uma parte da exploração madeireira provavelmente foi feita nestas florestas remanescentes, as emissões calculadas, tanto para desmatamento quanto para exploração madeireira, são subestimadas.

INTERPRETAÇÃO DAS EMISSÕES HISTÓRICAS

O balanço anual não deveria ser confundido com a *mudança* no balanço anual. Muitos componentes do balanço, tais como os fluxos de solos, cupins e vegetação florestal nativa que são perdidos quando a conversão ocorre, não mudarão muito com a passagem do tempo. A questão de quanto as emissões históricas pesarão nas negociações internacionais é ainda aberta. Os países industrializados foram os emissores principais de gases, sobretudo o CO₂, no passado, e qualquer ponderação para emissões históricas por país indubitavelmente refletiria isto.

A área considerada para calcular a perda de fontes e sumidouros em florestas intactas é presumida, aqui, como sendo todo o montante de 380.200 ha desmatados até 1990, independentemente de quanto tempo se passou desde que a floresta original foi desmatada. Quase todo o desmatamento em Roraima foi feito nos séculos XX e XXI.

O tratamento das emissões históricas é importante para estabelecer a maneira como a responsabilidade pelo aquecimento global é compartilhada entre os países. Entretanto, esta informação não é necessária para o balanço anual (e os seus componentes separados) ser útil na compreensão dos balanços biogeoquímicos globais dos gases envolvidos ou mesmo na magnitude das *mudanças* do balanço anual durante os próximos anos. Isto também se aplica à utilidade dos dados para avaliar a eficácia em potencial das diferentes opções de combate ao efeito estufa na alteração do balanço anual dos gases.

RETIRADA DE CARBONO PELA VEGETAÇÃO DE SUBSTITUIÇÃO

A Paisagem de Substituição

Uma matriz de Markov de probabilidades de transição anual foi construída para calcular a composição da paisagem em 1990 e projetar as mudanças futuras, presumindo que comportamento dos agricultores e fazendeiros permanece inalterado. As probabilidades de transição para pequenos agricultores são derivadas de estudos por satélites das áreas de assentamento do governo (Moran *et al.*, 1994; Skole *et al.*, 1994). As probabilidades para fazendeiros são derivadas do comportamento típico indicado em levantamentos feito em entrevistas por Uhl *et al.* (1988). Seis usos da terra são considerados, os quais, quando divididos para refletir a estrutura etária, resultam em uma matriz de 98 fileiras e colunas.

A paisagem calculada para 1990 para a Amazônia Legal como um todo foi 5,4% agricultura, 44,8% pastagem produtiva, 2,2% pasto degradado, 2,1% floresta secundária "jovem" (1970 ou depois) derivada da agricultura, 28,1% floresta secundária "jovem" derivada de pastagem, e 17,4% de floresta secundária "antiga" (pré-1970).

Já que Roraima não possui áreas significativas de florestas secundárias "antigas" (pré-1970), a adoção para Roraima das demais probabilidades derivadas para a Amazônia Legal levaria às seguintes percentagens de uso da terra nos 380.200 ha desmatados no Estado até 1990: 6,6% agricultura, 54,3% pastagens produtivas, 2,7% pastagens degradadas, 2,5% floresta secundária "jovem" derivada de agricultura e 34,0% floresta secundária "jovem" derivada de pastagem.

A paisagem eventualmente se aproximaria de um equilíbrio de 4,0% agricultura, 43,8% pasto produtivo, 5,2% pasto degradado, 2,0% floresta secundária derivada da agricultura, e 44,9% floresta secundária derivada de

pastagem. Um montante insignificante é de "floresta" regenerada (definido como floresta secundária com mais de 100 anos). A biomassa total média (peso seco, incluindo componentes subterrâneos e mortos) foi de 43,5 t ha⁻¹ em 1990 nos 410 × 10³ km² na Amazônia Legal, desmatada nesse ano para usos que não fossem hidrelétricas. Isto representa uma sobre-estimativa para Roraima devido à inexistência de florestas secundárias "antigas". Em condições de equilíbrio, a biomassa média seria 28,5 t.ha⁻¹ para todas as áreas desmatadas (excluindo hidrelétricas) - e as florestas secundárias "antigas" teriam deixado de existir (Fearnside, 1996b).

Taxas de Crescimento de Florestais Secundárias

A taxa de crescimento de florestas secundárias é crítica na determinação da absorção ou retirada de carbono da paisagem de substituição. A maioria das discussões da absorção por florestas secundárias tem presumido que estas crescerão à taxas rápidas que caracterizam o pousio da agricultura migratória (e.g. Lugo & Brown, 1981; 1982). Na Amazônia brasileira, no entanto, a maioria do desmatamento é para pastagens, a agricultura migratória possuindo um papel relativamente insignificante (Fearnside, 1993b; 1995b). Florestas secundárias sob pastagens degradadas crescem mais lentamente do que em locais onde apenas culturas anuais haviam sido plantadas depois da derrubada inicial da floresta.

Brown & Lugo (1990) revisaram os dados disponíveis sobre o crescimento das florestas secundárias tropicais. Praticamente toda a informação disponível é de pousios da agricultura migratória. Brown & Lugo (1990: 17) traçam um gráfico a mão-livre dos dados disponíveis para florestas secundárias cujas idades variam de 1 a 80 anos, incluindo biomassa para madeira (galhos, gravetos e troncos: 13 pontos de dados), folhas (10 pontos de dados), e raízes (12 pontos de dados). Isto tem sido utilizado para estimar a taxa de crescimento e a razão de raiz/caule para pousios da agricultura migratória das diferentes idades. Florestas secundárias em pastagens abandonadas crescem mais lentamente (Guimarães, 1993; Uhl *et al.*, 1988). Estas informações sobre a taxa de crescimento de vegetação secundária de origens diferentes têm sido usadas para calcular a absorção de carbono na paisagem em 1990 (Fearnside & Guimarães, 1996).

EMISSÕES LÍQUIDAS ANUAIS

Considerando apenas o CO₂, 14,4 × 10⁶ t de gases foram emitidos (emissão bruta) pelo desmatamento (não incluindo emissões da exploração madeireira). Excluindo a absorção de 874 × 10³ t de CO₂, é produzida uma emissão líquida de 13,5 × 10⁶ t de CO₂, ou 3,7 × 10⁶ t de carbono.

Acrescentando os efeitos dos gases-traço, utilizando os potenciais de aquecimento global (GWPs) do IPCC de 1995 para um horizonte de tempo de 100 anos (Schimel *et al.*, 1996), adotados pelo Protocolo de Kyoto para uso até o final do seu primeiro período de compromisso em 2012, os impactos aumentam em 6-10% para $3,9-4,0 \times 10^6$ t de carbono equivalente ao carbono do CO₂. A exploração madeireira acrescentou $0,008 \times 10^6$ t de carbono em forma de CO₂, mais os gases-traço que elevaram o impacto para $0,009-0,010 \times 10^6$ t do carbono equivalente ao carbono do CO₂.

CONCLUSÕES

O balanço anual das emissões de gases do efeito estufa provenientes da mudança de uso da terra em Roraima em 1990 foi dominado pelo desmatamento. Em termos apenas do dióxido de carbono, aproximadamente 18% foram de emissões imediatas do desmatamento nesse ano, e 82% foram de emissões herdadas principalmente da decomposição e de queimadas de biomassa não-queimada deixada do desmatamento de anos anteriores. Devido à taxa de desmatamento ter diminuído de 0,7 para $0,2 \times 10^3$ km².ano⁻¹ entre 1989 e 1990, o balanço anual proveniente do desmatamento (*i.e.*, excluindo a exploração madeireira) é maior que as emissões líquidas comprometidas, ou somas líquidas de gases do efeito estufa que serão finalmente emitidos em consequência do desmatamento feito em 1990. Em comparação com as emissões líquidas comprometidas, o balanço anual é mais alto em 31% se apenas o CO₂ for levado em conta, e em 35-36% se também for incluído o impacto em termos de equivalentes de CO₂ de outros gases. As emissões líquidas comprometidas seriam iguais ao balanço anual que prevaleceria se o desmatamento continuasse em uma taxa constante durante um período longo.

Os montantes de emissões líquidas (excluindo a exploração madeireira) são calculados para cenários de baixo e alto gases-traço, expressando a gama de estimativas disponíveis para os valores dos fatores de emissão, mas não a gama de dúvidas para estimativas de biomassa e das taxas de desmatamento. As emissões líquidas expressas em milhares de toneladas de gás foram: CO₂ = 13.457-13.476; CH₄ = 17,2-21,7; CO = 372,7-469,1; N₂O = 1,5-2,8; NO_x = -22,3; NMHC = 12,4. A exploração madeireira liberou 30×10^3 t adicionais de gás CO₂, mais os gases-traço equivalentes a $3-7 \times 10^3$ t de CO₂.

AGRADECIMENTOS

O Pew Scholars Program in Conservation and the Environment, o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq: Proc. 306031/2004-3, 474548/2006-6, 557152/2005-4, 420199/2005-5), a Rede GEOMA e o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA: PPI

PRJ05.57) contribuíram com apoio financeiro. S.V. Wilson e R.I. Barbosa fizeram comentários úteis sobre o manuscrito. Os dados revisados de biomassa tiveram contribuições importantes de R.I. Barbosa, E.M. Nogueira e E.H. Keizer.

BIBLIOGRAFIA

- Barbosa, R.I. 1994. *Efeito Estufa na Amazônia: Estimativa da Biomassa e a Quantificação do Estoque e Liberação de Carbono na Queima de Pastagens Convertidas de Florestas Tropicais em Roraima, Brasil*. Tese de mestrado em ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) & Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Manaus. 85 p.
- Barbosa, R.I.; Fearnside, P.M. 1996a. Pasture burning in Amazonia: Dynamics of residual biomass and the storage and release of aboveground carbon. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)*, 101(D20): 25,847-25,857.
- Barbosa, R.I.; Fearnside, P.M. 1996b. Carbon and nutrient flows in an Amazonian forest: Fine litter production and composition Colônia do Apiaú, Roraima. *Tropical Ecology*, 37(1): 115-125.
- Brown, S.; Lugo, A.E. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology*, 6: 1-32.
- Buschbacher, R.J. 1984. *Changes in Productivity and Nutrient Cycling following Conversion of Amazon Rainforest to Pasture*. Dissertação de Ph.D. em ecologia, University of Georgia, Athens, Georgia, E.U.A.
- Cuevas, E.; Medina, E. 1988. Nutrient dynamics within Amazonian forests. II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. *Oecologia*, 76: 222-235.
- Dantas, M.; Phillipson, J. 1989. Litterfall and litter nutrient content in primary and secondary Amazonian 'terra firme' rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 5: 27-36.
- Fearnside, P.M. 1980. The effects of cattle pastures on soil fertility in the Brazilian Amazon: Consequences for beef production sustainability. *Tropical Ecology*, 21(1): 125-137.
- Fearnside, P.M. 1991. Greenhouse gas contributions from deforestation in Brazilian Amazonia. In: J.S. Levine (compilador), *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, E.U.A. p. 92-105.
- Fearnside, P.M. 1992. *Greenhouse Gas Emissions from Deforestation in the Brazilian Amazon*. Carbon Emissions and Sequestration in Forests: Case Studies from Developing Countries. Volume 2. LBL-32758, UC-402. Climate Change Division, Environmental Protection Agency, Washington, DC & Energy and Environment Division, Lawrence Berkeley Laboratory (LBL), University of California (UC), Berkeley, California, E.U.A. 73 p.

- Fearnside, P.M. 1993a. Desmatamento na Amazônia: Quem tem razão - o INPE ou a NASA? *Ciência Hoje*, 16(96): 6-8.
- Fearnside, P.M. 1993b. Deforestation in Brazilian Amazonia: The effect of population and land tenure. *Ambio*, 22(8): 537-545.
- Fearnside, P.M. 1994. Biomassa das florestas amazônicas brasileiras. In: *Anais do Seminário Emissão × Seqüestro de CO₂*. Rio de Janeiro, Companhia Vale do Rio Doce (CVRD). p. 95-124.
- Fearnside, P.M. 1995a. Global warming response options in Brazil's forest sector: Comparison of project-level costs and benefits. *Biomass and Bioenergy*, 8(5): 309-322.
- Fearnside, P.M. 1995b. Quem desmata a Amazônia: Os pobres ou os ricos? *Ciência Hoje*, 19(113): 26-33.
- Fearnside, P.M. 1996a. Amazonia and global warming: Annual balance of greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. p. 606-617 In: J. Levine (ed.) *Biomass Burning and Global Change. Volume 2: Biomass Burning in South America, Southeast Asia and Temperate and Boreal Ecosystems and the Oil Fires of Kuwait*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, E.U.A. 902 p.
- Fearnside, P.M. 1996b. Amazonian deforestation and global warming: Carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. *Forest Ecology and Management*, 80(1-3): 21-34.
- Fearnside, P.M. 1997a. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Climatic Change* 35(3): 321-360.
- Fearnside, P.M. 1997b. Roraima e o aquecimento global: balanço anual das emissões de gases do efeito estufa provenientes da mudança de uso da terra. In: Barbosa, R.I.; Ferreira, E.J.; Castellon, E.G. (Eds.) *Homem, Ambiente e Ecologia no Estado de Roraima*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia (INPA), Manaus, Amazonas. p. 337-359.
- Fearnside, P.M. 1997c. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 90(1): 59-89.
- Fearnside, P.M.; Barbosa, R.I. 1996. Political benefits as barriers to assessment of environmental costs in Brazil's Amazonian development planning: The example of the Jatapu Dam in Roraima. *Environmental Management*, 20(5): 615-630.
- Fearnside, P.M.; Barbosa, R.I.; Graça, P.M.L.A. 2007. Burning of secondary forest in Amazonia: biomass, burning efficiency and charcoal formation during land preparation for agriculture in Apiaú, Roraima, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 242(2-3): 678-687.
- Fearnside, P.M.; Ferraz, J. 1995. A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. *Conservation Biology*, 9(5): 1134-1147.
- Fearnside, P.M.; Graça, P.M.L.A.; Leal Filho, N.; Rodrigues, F.J.A.; Robinson, J.M. 1999. Tropical forest burning in Brazilian Amazonia: Measurements of biomass loading, burning efficiency and charcoal formation at Altamira, Pará. *Forest Ecology and Management*, 123(1):

65-79.

- Fearnside, P.M.; Graça, P.M.L.A.; Rodrigues, F.J.A. 2001. Burning of Amazonian rainforests: Burning efficiency and charcoal formation in forest cleared for cattle pasture near Manaus, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 146(1-3): 115-128.
- Fearnside, P.M.; Guimarães, W.M. 1996. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 80(1-3): 35-46.
- Fearnside, P.M.; Leal Filho, N.; Fernandes, P.M. 1993. Rainforest burning and the global carbon budget: Biomass, combustion efficiency and charcoal formation in the Brazilian Amazon. *Journal of Geophysical Research*, 98(D9): 16.733-16.743.
- Fearnside, P.M.; Tardin, A.T.; Meira Filho, L.G. 1990. Deforestation rate in Brazilian Amazonia. Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, São Paulo. 8 p.
- Franken, M.; Irmiler, U.; Klinge, H. 1979. Litterfall in inundation, riverine and terra firme forests of Central Amazonia. *Tropical Ecology*, 20(2): 225-235.
- Guimarães, W.M. 1993. *Liberção de carbono e mudanças nos estoques dos nutrientes contidos na biomassa aérea e no solo resultante de queimadas de florestas secundárias em áreas de pastagens abandonadas, em Altamira, Pará*. Dissertação de mestrado em ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas (INPA/FUA), Manaus. 69 p.
- IBDF (Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal). 1983. *Alteração da Cobertura Vegetal Natural do Território de Roraima: Anexo Relatório Técnico*. Ministério da Agricultura, IBDF, Brasília, DF. 79 p.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 1990. *Anuário Estatístico do Brasil 1990*. Vol. 50. IBGE, Rio de Janeiro.
- IBGE & IBDF (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística & Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal). 1988. Mapa de Vegetação do Brasil. Escala 1:5.000.000. IBGE, Rio de Janeiro.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 1988. Região Norte. (Mosaico de imagens de LANDSAT-TM de 1986 e 1987). INPE, São José dos Campos, São Paulo.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 1989. *Avaliação da Cobertura Florestal na Amazônia Legal Utilizando Sensoriamento Remoto Orbital*. INPE, São José dos Campos, São Paulo. 54 p.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2007. Estimativas Anuais desde 1988: Taxa de desmatamento anual (km²/ano). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, São Paulo. (disponível em: http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2005.htm).

- Kaplan, W.A.; Wofsy, S.C.; Keller, M.; da Costa, J.M. 1988. Emission of NO and deposition of O₃ in a tropical forest system. *Journal of Geophysical Research*, 93: 1389-1395.
- Kauffman, J.B.; Cummings, D.L.; Ward, D.E.; Babbitt, R. 1995. Fire in the Brazilian Amazon: Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forest. *Oecologia*, 104: 397-408.
- Keller, M.; Jacob, D.J.; Wofsy, S.C.; Harriss, R.C. 1991. Effects of tropical deforestation on global and regional atmospheric chemistry. *Climatic Change*, 19(1-2): 139-158.
- Keller, M.; Kaplan, W.A.; Wofsy, S.C. 1986. Emissions of N₂O, CH₄ and CO₂ from tropical forest soils. *Journal of Geophysical Research* 91: 11.791-11.802.
- Klinge, H. 1973. Biomassa y materia orgánica del suelo en el ecosistema de la pluviselva centro-amazónica. *Acta Científica Venezolana*, 24(5): 174-181.
- Klinge, H. 1977. Fine litter production and nutrient return to the soil in three natural forest stands of Eastern Amazonia. *Geo-Eco-Trop*, 1(2): 159-167.
- Klinge, H.; Rodrigues, W.A. 1968. Litter production in an area of Amazonian terra firme forest. Part I. Litter-fall, organic carbon and total nitrogen contents of litter. *Amazoniana*, 1(4): 287-302.
- Lang, G.E.; Knight, D.H. 1979. Decay rates of boles for tropical trees in Panama. *Biotropica*, 11(4): 316-317.
- Lugo, A.E.; Brown, S. 1981. Tropical lands: popular misconceptions. *Mazingira*, 5(2): 10-19.
- Lugo, A.E.; Brown, S. 1982. Conversion of tropical moist forests: a critique. *Interciencia*, 7(2): 89-93.
- Luizão, F.J. 1989. Litter production and mineral element input to the forest floor in a Central Amazonian forest. *Geo-Journal*, 19(4): 407-417.
- Martius, C. 1989. *Untersuchungen zur Ökologie des Holzabbaus durch Termiten (Isoptera) in zentralamazonischen Überschwemmungswäldern (Várzea)*. AFRA-Verlag, Frankfurt am Main, Alemanha. 285 p.
- Martius, C.; Fearnside, P.M.; Bandeira, A.G.; Wassmann, R. 1996. Deforestation and methane release from termites in Amazonia. *Chemosphere*, 33(3): 517-536.
- Moran, E.F.; Brondizio, E.; Mausel, P.; Wo, Y. 1994. Integrating Amazonian vegetation, land-use, and satellite data. *BioScience*, 44(5): 329-338.
- Nogueira, E.M.; Fearnside, P.M.; Nelson, B.W.; França; M.B. 2007. Wood density in forests of Brazil's 'arc of deforestation': Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, (no prelo). DOI: 10.1016/j.foreco.2007.04.047
- Nogueira, E.M.; Nelson, B.W.; Fearnside; P.M. 2005. Wood density in dense forest in central Amazonia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 208(1-3): 261-286.

- Nogueira, E.M.; Nelson, B.W.; Fearnside, P.M. 2006. Volume and biomass of trees in central Amazonia: Influence of irregularly shaped and hollow trunks. *Forest Ecology and Management*, 227(1-2): 14-21.
- Projeto RADAMBRASIL. 1973-1983. *Levantamento de Recursos Naturais, Vols. 1-23*. Ministério das Minas e Energia, Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), Rio de Janeiro.
- Puig, H.; Delobelle, J.-P. 1988. Production de litière, nécromasse, apports minéraux au sol par la litière en forêt Guyanaise. *Revue Ecologie (Terre Vie)*, 43: 3-22.
- Rasmussen, R.A.; Khalil, M.A.K. 1988. Isoprene over the Amazon Basin. *Journal of Geophysical Research*, 93: 1417-1421.
- Schimel, D. & 75 outros. 1996. Radiative forcing of climate change. In: Houghton, J.T.; Meira Filho, L.G.; Callander, B.A.; Harris, N.; Kattenberg, A.; Maskell, K. (Eds), *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. p. 65-131.
- Scott, D.A.; Proctor, J.; Thompson, J. 1992. Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil. II. Litter and nutrient cycling. *Journal of Ecology*, 80: 705-717.
- Silva, M.F.F. 1984. Produção anual de serrapilheira e seu conteúdo mineralógico em mata tropical de terra firme, Tucuruí-PA. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Botânica*, 1(1/2): 111-158.
- Silva, M.F.F.; Lobo, M.G.A. 1982. Nota sobre deposição da matéria orgânica em floresta de terra firme, várzea e igapó. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 56: 1-13.
- Skole, D.L.; Chomentowski, W.H.; Salas, W.A.; Nobre, A.D. 1994. Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia. *BioScience*, 44(5): 314-322.
- Skole, D.; Tucker, C. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: Satellite data from 1978 to 1988. *Science*, 260: 1905-1910.
- Sombroek, W.G. 1992. Biomass and carbon storage in the Amazon ecosystems. *Interciencia*, 17(5): 269-272.
- Stark, N.; Spratt, M. 1977. Biomass and nutrient storage in rainforest oxisols near San Carlos de Río Negro. *Tropical Ecology*, 18(1): 1-9.
- Tardin, A.T.; Lee, D.C.L.; Santos, R.J.R.; de Assis, O.R.; dos Santos Barbosa, M.P.; de Lourdes Moreira, M.; Pereira, M.T.; Silva, D.; dos Santos Filho, C.P. 1980. *Subprojeto Desmatamento, Convênio IBDF/CNPq-INPE 1979*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) Relatório No. INPE-1649-PE/103. INPE, São José dos Campos, São Paulo. 44 p.
- Uhl, C.; Saldarriaga, J. s/d. The disappearance of wood mass following slash and burn agriculture in the Venezuelan Amazon. (manuscrito não publicado).

- Uhl, C.; Buschbacher, R.; Serrão, E.A.S. 1988. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology*, 76: 663-681.
- Veríssimo, A.; Barreto, P.; Mattos, M.; Tarifa, R.; Uhl, C. 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: The case of Paragominas. *Forest Ecology and Management*, 55: 169-199.

Philip Martin FEARNSIDE é Ph.D. pela University of Michigan, tendo desenvolvido sua tese na região de Altamira ao final dos anos 1970 (hoje parte do município de Brasil Novo, Pará), com a capacidade de suporte humano em agroecossistemas amazônicos. É Pesquisador Titular do INPA há mais de 30 anos, dedicando seus estudos ao entendimento e avaliação dos impactos da política e da atividade antrópica nos ecossistemas da região.