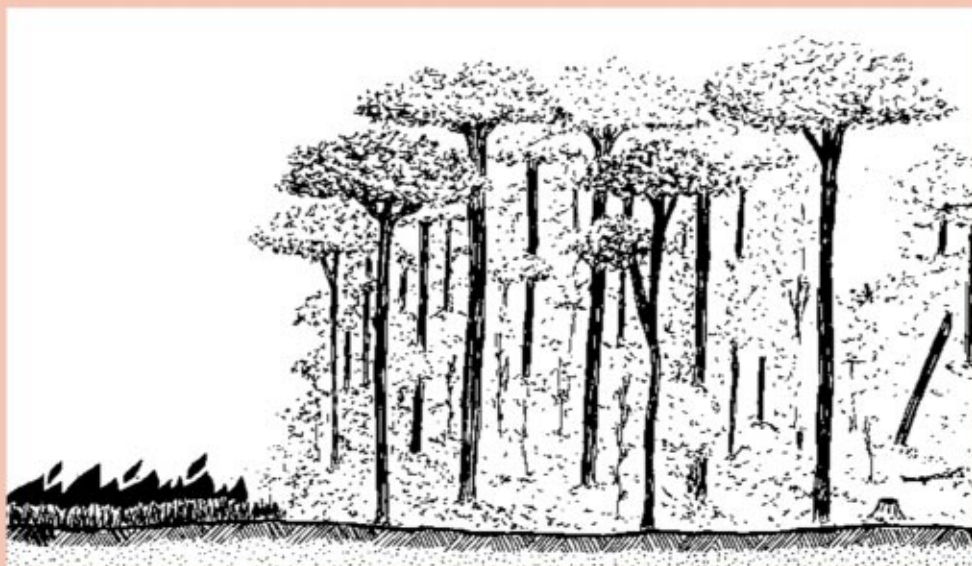


Série Amazônia 20

DEGRADAÇÃO DE FLORESTAS PELA
EXPLORAÇÃO MADEIREIRA E FOGO
NA AMAZÔNIA ORIENTAL BRASILEIRA



Jeffrey Gerwing
Edson Vidal

IMAZON

**DEGRADAÇÃO DE FLORESTAS
PELA EXPLORAÇÃO MADEIREIRA
E FOGO NA AMAZÔNIA
ORIENTAL BRASILEIRA**

Jeffrey Gerwing & Edson Vidal. 2002.

Degradação de Florestas pela Exploração Madeireira e Fogo na Amazônia / Jeffrey Gerwing & Edson Vidal. *Série Amazônia Nº 20* - Belém: Imazon, 2002.

26 p.; il

1. Exploração Madeireira. 2. Fogo. 3. Amazônia.

Série Amazônia 20

**DEGRADAÇÃO DE FLORESTAS
PELA EXPLORAÇÃO MADEIREIRA
E FOGO NA AMAZÔNIA
ORIENTAL BRASILEIRA**

**Jeffrey Gerwing
Edson Vidal**

Belém, 2002

Série Amazônia 20

Diretoria Executiva:

Paulo Barreto - Diretor
Edson Vidal - Vice-Diretor

Conselho Diretor:

Adriana Ramos
André Guimarães
Anthony Anderson - Presidente
Carlos da Rocha Vicente
Jorge Yared
Maria José Gontijo
Rita Mesquita

Conselho Consultivo:

Antônio Carlos Hummel
Johan Zweede
Peter May
Raimundo Deusdará Filho
Robert Buschbacher
Robert Schneider
Virgílio Viana

Texto:

Jeffrey Gerwing

Ecólogo, Ph.D. (Universidade Estadual da Pensilvânia - EUA).

Edson Vidal

Engenheiro Agrônomo (FCAP), M.Sc. Ciências Florestais (Esalq/USP).
Doutorando em Ciências da Engenharia Ambiental (EESC/USP).

Edição e Revisão de Texto:

Gláucia Barreto

Editoração Eletrônica:

Jânio Oliveira

Apoio Editorial:

Fundação Ford

Imazon

Caixa Postal 5101, Belém (PA). CEP: 66.613-397

Fone/Fax: (091) 235-4214/0122/0414/0864

Correio Eletrônico: imazon@imazon.org.br

www.imazon.org.br

Sumário

RESUMO	6
INTRODUÇÃO	7
SÍTIOS DE ESTUDO	9
MÉTODOS	11
RESULTADOS	14
A história da exploração e do fogo das áreas de	
floresta degradada	14
Perturbação do chão e da cobertura do dossel da floresta	14
Mudanças na composição de espécies e na abundância	
de indivíduos	16
Reduções na biomassa acima do solo Potencial de produção	
madeira de florestas degradadas	17
DISCUSSÃO	20
AGRADECIMENTOS	24
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	25

RESUMO

A condição da floresta tropical na bacia Amazônica é freqüentemente expressa em termos de extensão do desmatamento. Todavia, na porção oriental da Amazônia Brasileira, a exploração e os incêndios rasteiros degradam a estrutura da floresta e criam tipos de cobertura que são intermediários entre floresta intacta e floresta desmatada. O objetivo deste estudo é compreender as implicações da degradação florestal, comparando os impactos de variadas intensidades de exploração e incêndio na estrutura e composição da floresta. Inventários no campo, executados em florestas cujos impactos sofridos variaram de nenhum impacto até florestas exploradas e gravemente queimadas, foram conduzidos em 14 parcelas de 10 m x 500 m, localizadas em 10 propriedades na região de Paragominas, no Estado do Pará, Brasil. Estimou-se a biomassa viva acima do solo da floresta intacta em 309 ton/ha⁻¹. Na floresta explorada moderadamente, da qual foram removidos 35 m³ por ha⁻¹, esse valor de biomassa viva decresceu 20%. Entretanto, na floresta explorada intensamente da qual foram removidos 69 m³ /ha⁻¹, observou-se uma redução de 48% daquela biomassa. A queimada leve da floresta moderadamente explorada resultou numa redução da biomassa total igual àquela da exploração de alta intensidade (48%), enquanto que a floresta moderadamente explorada e intensamente queimada teve 83% menos de biomassa viva do que a floresta intacta. A recuperação da biomassa e da estrutura da floresta existente antes da degradação pode ser impedida pela abundância de cipós e pela alta incidência de danos na copa e no tronco nas florestas residuais. Embora a queimada tenha matado a maioria dos cipós lenhosos com diâmetro grande, o aumento na quantidade de cipós com diâmetro menor que 1 cm (densidade média de 4.100 cipós/ha⁻¹ em florestas levemente queimadas e 9.355⁻¹ cipós/ha em florestas intensamente queimadas) mais que compensou essas perdas em termos da densidade total de cipós. Além disso, o aumento da quantidade de resíduos lenhosos grossos e a grande redução na cobertura do dossel, tanto na floresta explorada com alta intensidade quanto na floresta queimada intensamente, aumentou o risco de incêndios futuros, que podem degradar ainda mais essas florestas. À medida que as fronteiras de exploração na Amazônia Brasileira envelhecem, aumenta a possibilidade de florestas exploradas serem reexploradas. Isto, combinado com o aumento da flamabilidade das florestas anteriormente queimadas, pode resultar no alastramento da degradação florestal, a menos que sejam desenvolvidos incentivos para encorajar o uso de técnicas de exploração de baixo impacto e o desenvolvimento de métodos de prevenção de incêndio de custo efetivo.

INTRODUÇÃO

O simples conceito de desmatamento pode não mais expressar adequadamente a condição da floresta Amazônica. Por toda a bacia Amazônica, a exploração e os incêndios rasteiros estão degradando a estrutura florestal, de modo que não são tratados pelos esquemas dicotômicos de classificação florestal vs. não-florestal usados para determinar as taxas de desmatamento (por exemplo, Nepstad *et al.*, 1999). Para propósitos de contabilidade ambiental nacional, essas áreas exploradas e queimadas permanecem classificadas como florestas intactas (Alves *et al.*, 1998). Todavia, dado que a exploração e o fogo degradam a estrutura florestal e a composição de espécies, pode ser mais preciso descrever essas florestas degradadas como intermediárias entre intacta e desmatada, as quais demandam um novo esquema de classificação.

A degradação florestal na porção oriental da Amazônia Brasileira é frequentemente um processo incremental, no qual impactos de intensidade relativamente baixa determinam o estágio para outros distúrbios mais profundos. O primeiro passo neste processo é usualmente a exploração. Em fronteiras de exploração bem estabelecidas, uma extração inicial remove tipicamente 3 a 9 árvores por/ha⁻¹ de aproximadamente 100 espécies com valor comercial (por exemplo, Veríssimo *et al.*, 1992). Embora a exploração seja seletiva, os impactos na floresta residual são substanciais, incluindo reduções de 20% a 40% na cobertura do dossel e na densidade de árvores, além do aumento de 200% na massa de resíduos lenhosos que poderiam servir como combustível para incêndios subsequentes (Uhl and Kauffman, 1990; Veríssimo *et al.*, 1992; Johns *et al.*, 1996). Quando uma fronteira de exploração estabelecida começa a envelhecer, a falta local de toras juntamente com os altos custos de transporte de toras de florestas distantes pode provocar uma continuação da seqüência de “garimpagem florestal” descrita por Uhl *et al.* (1997). Neste caso, novas extrações removem aproximadamente todos os indivíduos restantes de espécies comercializáveis, incluindo aqueles considerados anteriormente muito pequenos.

O fogo, a outra força primária que leva à degradação florestal, está rigidamente relacionado à exploração. A exploração facilita o alastramento do fogo ao romper a cobertura do dossel da floresta, permitindo assim que a radiação solar seque o solo úmido da floresta. A exploração também produz grandes quantidades de combustível fino na forma de fragmentos residuais da exploração (Uhl and Kauffman, 1990; Holdsworth and Uhl, 1997).

Além disso, as florestas exploradas ocorrem freqüentemente adjacentes a pastagens ou lotes agrícolas, nos quais o fogo usado para a limpeza e manutenção da terra proporciona fontes de ignição (Uhl and Bushbacher, 1985). Também, uma vez queimada a floresta, sua capacidade de resistir a queimadas futuras é prejudicada (Cochrane and Schulze, 1999). Assim, a degradação florestal que iniciou com um ou mais episódios de exploração pode entrar num ciclo de retroalimentação positiva, no qual uma queimada inicial aumenta a probabilidade de queimadas adicionais mais intensas (Cochrane *et al.*, 1999). Em alguns casos, entretanto, essa progressão é abreviada quando o fogo de queimadas em terras agrícolas se espalha em direção à floresta que não foi ainda explorada, mas está passando por um período de seca e redução da cobertura do dossel resultante do desprendimento das folhas (Peres, 1999).

Dados os múltiplos fatores que conduzem o processo de degradação florestal, é provável que concentrações de florestas degradadas sejam encontradas ao redor de centros agrícolas e de exploração bem estabelecidos. Um desses centros é a cidade de Paragominas, no Estado do Pará. Nesta região, a exploração de baixa intensidade começou no início de 1970 e se expandiu durante os anos 80, quando a produção de madeira aumentou rapidamente e o número de serrarias cresceu para mais de 200 (Veríssimo *et al.*, 1992). No rastro do crescimento da atividade madeireira fica uma paisagem composta grandemente por terras agrícolas e florestas sob vários graus de degradação. Uma análise inicial de uma imagem do satélite Landsat TM do ano de 1991, de uma região de 3.600 km² ao redor de Paragominas, classificou 62% da área como floresta. Todavia, análises mais detalhadas baseadas em análises multitemporais de imagens de satélite tiradas durante vários anos, e entrevistas com proprietários de terra, revelaram que somente 10% dessas florestas não haviam ainda sido submetidas à exploração ou queimadas (Nepstad *et al.*, 1999).

Compreender as implicações locais (por exemplo, redução da biodiversidade e da capacidade de produção madeireira) e globais (por exemplo, redução do seqüestro de carbono) da degradação florestal requer comparações detalhadas entre florestas em diferentes estados de degradação. O objetivo deste estudo é avaliar a condição e capacidade produtiva futura das florestas residuais em uma paisagem da Amazônia Oriental submetida a 30 anos de exploração e atividade agrícola. Para isto, comparou-se a estrutura e composição da floresta entre as áreas de floresta submetidas a várias intensidades de exploração e fogo.

SÍTIOS DE ESTUDO

Este estudo foi conduzido nas vizinhanças da cidade de Paragominas, no Estado do Pará, no leste da Amazônia Brasileira (3°S, 50°W). As florestas naturais da região são perenes, recebem anualmente 1700 mm de chuva, que ocorre principalmente de dezembro a maio; durante o resto do ano, a média de chuva mensal é 40 mm. Os solos da região são ricos em argila, e são do tipo latossolos amarelos.

A escolha dos sítios específicos para este estudo (por exemplo, áreas consistindo de parcelas contínuas de floresta com exploração uniforme e história do fogo), foi feita com base em entrevistas, nas quais pedia-se aos proprietários de terra para relatar a história da exploração e do fogo dessas áreas específicas. Para facilitar a identificação das áreas de floresta degradadas dentro de cada propriedade, utilizou-se uma imagem recente do satélite Spot. Com base nessas histórias, classificaram-se as áreas de floresta em cinco classes de degradação: 1) intacta; 2) explorada moderadamente; 3) explorada intensamente; 4) explorada e queimada levemente (aqui referida como levemente queimada); e 5) intensamente explorada e queimada (referida aqui como intensamente queimada) (Tabela 1). As classes intensamente e levemente queimadas foram inicialmente definidas com base somente no número de vezes que elas haviam sido queimadas. Porém, logo se tornou claro que a área total que teve contato com o fogo era um indicador melhor de todos os impactos causados pelo fogo, e as áreas específicas de floresta foram então agrupadas adequadamente. Dois critérios adicionais foram usados para seleção das áreas: 1) obter um número relativamente equilibrado de repetições em cada classe e 2) incluir somente uma amostra de cada classe em cada propriedade. No total, 14 parcelas de floresta localizadas em 10 propriedades foram incluídas no estudo (Tabela 1).

Tabela 1. História da exploração e fogo de 11 áreas de floresta localizadas em 9 propriedades incluídas em um estudo de impactos da degradação florestal na região de Paragominas, Pará, Brasil^a.

Classes de Degradação	História da exploração			História do Fogo					
	Período desde 1ª exploração (anos) ^b	Intensidade de extração (árvores ha ⁻¹)	Volume extraído (m ³ ha ⁻¹) ^c	Período desde a re-exploração (meses) ^b	Intensidade de extração (árvores ha ⁻¹)	Volume extraído (m ³ ha ⁻¹)	Nº de vezes queimada recente (anos) ^b	Período desde a queimada mais queimada ^b	Área total (%) ^d
Moderadamente explorada									
Propriedade 1	5	6	30	-	-	-	-	-	-
Propriedade 2	6	5	28	-	-	-	-	-	-
Propriedade 3	4	6	48	-	-	-	-	-	-
Intensamente explorada									
Propriedade 1	6	4	38	1	7	30	-	-	-
Propriedade 4	7	5	46	9 ^e	5	16	-	-	-
Propriedade 5	1	9	72	-	-	-	-	-	-
Explorada e levemente queimada									
Propriedade 1	7	6	36	-	-	-	1	6 ^e	74
Propriedade 3	8 ^e	6	44	-	-	-	2	3 ^e	74
Propriedade 6	9	4	27	-	-	-	2	1	62
Explorada e intensamente queimada									
Propriedade 8	7	?	?	-	-	-	2	2,5 ^e	91
Propriedade 9	9	?	?	-	-	-	3	2,5	100

a Três áreas de floresta que nunca foram exploradas ou queimadas, localizadas nas propriedades 1, 4 e 19, também foram incluídas no estudo.

b Dado obtido em entrevistas com proprietários de terra.

c O volume de toras extraído foi calculado primeiramente estimando o DAP da árvore a partir do toco e₁ em seguida, aplicando a equação de regressão para relacionar o DAP ao volume (Silva, 1989).

d Estimativa de 10 subparcelas de 10 m x 10 m localizadas em cada transecto.

e Tempo estimado com base na observação do desenvolvimento da regeneração da vegetação.

MÉTODOS

Realizou-se a amostragem de árvores vivas e mortas em pé e de cipós com DAP maior que 10 cm (por exemplo, diâmetro medido a 1,3 m acima do solo) em uma parcela de 10 m x 500 m, em cada área de floresta. As parcelas foram localizadas pelo menos 50 m a partir do limite da área de floresta e orientadas na direção das miradas na bússola. Selecionaram-se essas direções ao acaso a partir das possíveis direções que evitariam ultrapassar os 50 metros do limite da área de floresta. Apesar dos pontos de partida de cada parcela não terem sido selecionados ao acaso, as seleções tendenciosas foram limitadas pela incapacidade de enxergar mais do que 25 m para dentro da maioria das áreas de floresta. Mediuse e identificou-se cada tronco de espécies ou morfoespécies. As árvores foram ainda subdivididas em três grupos de espécie: espécies florestais madeireiras atualmente extraídas na região; espécies florestais sem valor madeireiro atual; e espécies pioneiras bem documentadas do gênero *Cecropia*, *Vismia*, *Bellucia*, *Trema* e *Laetia*. Além disso, classificaram-se subjetivamente os danos na copa e tronco e abundância de cipós na copa das espécies não pioneiras.

Realizou-se a amostragem das árvores pequenas com altura maior que 2 m e DAP menor que 10 cm, e de todos os cipós suspensos em 10 subparcelas de 100 m² localizadas em intervalos de 50 m ao longo da linha central de cada parcela grande. Etiquetaram-se as varetas que possuíam duas classes de diâmetro (≤ 5 cm e > 5 cm), e em seguida foram classificadas de acordo com o grupo de espécie. Registraram-se os cipós lenhosos em três classes de diâmetro (≤ 1 cm, 1-5 cm, e > 5 cm). Não se registraram os cipós herbáceos. Em cada subparcela, estimou-se a proporção de chão da floresta que possuía vegetação florestal intacta, solo perturbado, fragmentos lenhosos e vegetação queimada. Nas áreas de floresta queimada, em cada subparcela, estimou-se a porcentagem da área total contatada com o fogo, considerando a presença ou ausência de carvão e varetas improváveis de terem crescido no período após a queimada. Estimou-se a cobertura do dossel da floresta fazendo quatro leituras em um densiômetro esférico, em intervalos de 90°, em cada um dos 20 pontos espaçados 25 metros ao longo do eixo central de cada parcela.

Para cada parcela, estimou-se a biomassa acima do solo como a soma dos pesos secos de diferentes componentes da floresta, cada um calculado usando uma equação de regressão adequada (Tabela 2). No caso das varetas e cipós, onde os caules eram etiquetados por classe de diâmetro, a biomassa de todos os caules em uma dada classe de diâmetro foi estimada multiplicando-se o número de caules na classe pela biomassa que correspondia à média arit-

métrica da classe. A massa das árvores do gênero *Cecropia* foi estimada usando uma equação de regressão específica para a espécie, considerando que sua madeira é de baixa densidade e seus troncos são ocos, o que resulta numa massa significativamente mais baixa que a de outras espécies de igual diâmetro (Nelson *et al.*, 1999). Estimou-se a massa das árvores mortas em pé reduzindo em 10% o valor calculado para as árvores vivas usando a equação de regressão, para considerar a perda de galhos e folhas.

Tabela 2. Equações de regressão usadas para determinar os pesos secos (kg) de vários componentes florestais baseado em seus diâmetros (cm).

Grupo de espécies	Equação de regressão	Fonte
Espécies de árvores florestais		
≥ 10 cm DAP	$DW = 0,465 (DAP)^{2,202}$	Overman <i>et al.</i> (1994), citado em Araújo <i>et al.</i> (1999)
< 10 cm DAP	$\log (DW) = -0,85 + 2,57 \log (DAP)$	J. Gerwing (dados não publicados)
Espécies de árvores pioneiras		
<i>Cecropia</i> sp.	$\ln (DW) = -2,512 + 2,426 \ln (DAP)$	Nelson <i>et al.</i> (1999)
Outras sp	$\ln (DW) = -1,997 + 2,413 \ln (DAP)$	Nelson <i>et al.</i> (1999)
Cipós		
	$\log (DW) = 0,07 + 2,17 \log (DAP)$	Gerwing e Farias (2000)

Estimaram-se os resíduos lenhosos grossos (com diâmetro ≥ 10 cm) usando o método de intersecto plano (Wagner, 1968). Para medir o diâmetro de cada resíduo que cruzou o eixo de 500 m de cada parcela, utilizou-se uma suta de 120 cm. Além disso, classificaram-se os resíduos considerando três classes: intacto (casca e galhos quase intactos), intermediário (casca e alburno em decomposição, mas a tora ainda podendo suportar seu próprio peso) e podre (nenhuma casca, estrutura precária da madeira e toras incapazes de suportar seu peso). Os volumes calculados dos fragmentos lenhosos grossos foram convertidos em massa, multiplicando esses volumes pela densidade da madeira. Assumiu-se uma densidade média de $0,3 \text{ t m}^{-3}$ para as toras intactas da *Cecropia* sp. e de $0,7 \text{ t m}^{-3}$ para as toras intactas de todas as outras espécies (Fearnside, 1997a). Para os caules nas classes intermediária e podre, assumiu-se a densidade de 88% e 60% em relação à densidade dos caules intactos, com base nas diferenças relativas entre as classes de decomposição na floresta tropical úmida em transição para seca apresentadas em Delaney *et al.* (1998).

Conduziram-se as comparações de variáveis respostas entre as classes de degradação usando análise de variância de um fator (Anova), seguida pelos testes de comparação múltipla de Tukey, usando o Minitab 11.21 (Minitab, 1996). Devido às altas variâncias inerentes na amostragem de florestas degradadas e à dificuldade em obter números maiores de amostra, usou-se o nível de significância de 1% para as comparações múltiplas. Quando necessário, os dados eram transformados usando-se log natural antes das análises para melhorar a homocedasticidade.

RESULTADOS

A história da exploração e do fogo das áreas de floresta degradada

As histórias das áreas de floresta eram relativamente uniformes entre as classes de degradação (Tabela 1). As três áreas de florestas exploradas moderadamente foram exploradas entre 4 e 6 anos antes do estudo, em uma intensidade de extração média de $35 \text{ m}^3/\text{ha}^{-1}$, na qual foram removidas 5,7 árvores/ ha^{-1} . A intensidade média de extração nas áreas de floresta intensamente exploradas ($69 \text{ m}^3/\text{ha}^{-1}$ e $10 \text{ árvores}/\text{ha}^{-1}$) foi aproximadamente o dobro das áreas de floresta exploradas moderadamente. Duas das áreas de floresta exploradas intensamente foram exploradas duas vezes, e a terceira área de floresta foi explorada somente uma vez, porém em alta intensidade. Em todas as três áreas de floresta, a última exploração havia ocorrido no intervalo de um ano antes do estudo. A presença dos tocos evidenciava que as áreas de floresta queimadas levemente foram exploradas aproximadamente nas mesmas intensidades que as áreas de floresta exploradas antes da queimada (Tabela 1). Nas áreas de floresta queimadas intensamente não havia mais tocos, mas, pelo fato de estas terem sido todas exploradas no mesmo período, é provável que elas tenham sido exploradas em intensidade similar à das outras áreas exploradas moderadamente. Nas áreas de floresta levemente queimadas, um ou dois incêndios queimou uma média de 72% da área total, enquanto que nas áreas de floresta intensamente queimadas, dois ou três incêndios queimaram 96% da área total.

Perturbação do chão e da cobertura do dossel da floresta

A área de chão da floresta ocupada pela vegetação não perturbada diminuiu significativamente com o aumento da degradação: de aproximadamente 100% na floresta intacta para 2% na floresta queimada intensamente (Tabela 3). Após uma única exploração, 72% da vegetação permaneceu intacta, entretanto, após exploração intensa, este valor foi reduzido para 38%. A porcentagem de área cujo solo estava perturbado foi mais alta (30%) nas áreas de floresta exploradas intensamente. Nas áreas de floresta queimadas intensamente, a área coberta por resíduos lenhosos foi maior. Nestas áreas de floresta, eram comuns troncos caídos de es-

pécies de árvores pioneiras, a maioria *Cecropia* sp., os quais provavelmente haviam se estabelecido após uma queimada anterior e sido mortos por uma queimada subsequente. Tanto nas áreas de floresta queimadas levemente, quanto nas queimadas intensamente, cerca de 40% da área era coberta por vegetação florestal que havia sido queimada quando a floresta era intacta. A cobertura do dossel não variou significativamente entre as áreas de floresta intacta, explorada e levemente queimada (Tabela 3). Todavia, a cobertura média do dossel foi reduzida para 63% pela exploração intensa e para 39% pela queimada intensa.

Tabela 3. Comparação da estrutura da floresta entre as áreas de floresta intacta, explorada e queimada na região de Paragominas, Pará, Brasil¹.

	Intacta (n = 3)	Moderadamente explorada (n = 3)	Intensamente explorada (n = 3)	Explorada e levemente queimada (n = 3)	Explorada e intensamente queimada (n = 2)
Cobertura do solo (área total (%))					
Vegetação intacta	99 (1) a	72 (6)b	38(4)c	27 (10)c	2 (2)d
Resíduos da exploração	1 (1) a	11 (8)a	32 (9)bc	26 (3)b	42 (5)c
Solo perturbado	<1 (0) a	17 (8)bc	30 (6)b	10 (5)ac	13 (8)ac
Vegetação queimada	0	0	0	37 (11)	43 (11)
Cobertura do dossel (%)					
	98 (0) a	97 (1)a	63 (11)b	84 (8)ab	39 (20)c
Morfoespécies de árvores (0,5 ha)					
	65 (5) a	61 (6)a	47 (4)b	45 (1)b	19 (10)c
Árvores ≥ 10cm DAP (N° ha⁻¹)					
Espécies florestais	371 (58) a	349 (56)a	235 (27)b	215 (19)b	52 (28)c
Espécies pioneiras	9 (4) a	45 (20)b	14 (11)ab	62 (40)b	6 (8)a
Total de árvores					
	380 (54) a	393 (75)a	250 (34)b	277 (47)b	59 (36)c
Varetas ≥ 2 m alt, <10 cm DAP					
Espécies florestais	2.361 (157) a	2.097 (224)a	1.377 (106)	1.327 (141)b	251 (188)c
Espécies pioneiras	13 (6) a	430 (98)b	300 (295)b	500 (90)	1.710 (891)c
Total de varetas					
	2.375(158) a	2.527 (813)ab	1.676 (394)	1.827 (51)a	1.961 (1.079)a
Cipós suspensos (N° ha⁻¹)					
≤ 1 cm DAP	1.277 (608) a	2.277 (813)ab	1.177 (290)	4.100 (1.240)b	9.355 (1.633)c
1-2 cm DAP	847 (191) a	1.593 (570)a	477 (352)	1.917 (442)b	920 (467)ab
2-5 cm DAP	763 (121) a	957 (281)a	253 (84)a	797 (324)a	15 (7)c
≥ 5 cm DAP	263 (40) a	143 (39)b	60 (35)b	97 (58)b	0 (0)c
Total de cipós					
	3.150 (951) a	4.970 (954)ab	1.967 (705)a	6.911 (1.524)bc	10.290 (2.107)c
Biomassa acima do solo (t ha⁻¹)					
Árvores vivas ≥ 10 cm DAP	258 (30) a	198 (18)b	148 (10)c	135 (16)c	43 (18)d
Árvores vivas < 10 cm DAP	16 (1) ac	18 (1)a	10 (1)b	14 (3)c	4 (2)d
Cipós suspensos vivos	35 (2) a	29 (5)ab	10 (4)bc	28 (17)ab	3 (3)c
Total viva	309 (28) a	245 (18)b	168 (8)c	177 (3)c	50 (14)d
Árvores em pé mortas	22 (9) ab	8 (2)a	9 (2)a	31 (14)b	24 (0)ab
Liteira lenhosa > 10 cm dia	33 (9) a	68 (8)a	140 (25)b	70 (28)ac	104 (15)bc
Total morta	55 (13) a	76 (9)ac	149 (23)b	101 (37)ac	128 (15)bc
Total (viva + morta)					
	364 (36) a	321 (13)ab	317 (22)a	278 (39)b	178 (2)c

¹ Médias apresentadas com desvio padrão (DP) entre parênteses. As diferentes letras denotam diferenças entre as classes de floresta em $P < 0,1$ utilizando o teste de Tukey.

Mudanças na composição de espécies e na abundância de indivíduos

O número de morfoespécies de árvores representado pelos troncos com diâmetro ≥ 10 cm não mudou significativamente após a exploração moderada. Porém, após queimada leve e exploração intensa, observaram-se reduções significativas de cerca de 30% no número de morfoespécies em relação à floresta intacta. Nas áreas de floresta intensamente queimadas, verificou-se uma redução de 70% nesse número (Tabela 3). A redução no número de espécies arbóreas ocorreu paralelamente à redução de cerca de 30% na densidade de árvores nas áreas de floresta levemente queimadas e nas áreas intensamente exploradas. A densidade total de árvores nas áreas de floresta intensamente queimadas foi 84% menor que na floresta intacta. Além disso, a proporção relativa de árvores pioneiras aumentou substancialmente de 2% do total de indivíduos na floresta intacta para 22% na floresta levemente queimada (Tabela 3).

A densidade de varetas de espécies florestais com altura maior ou igual a 2 m e DAP menor que 10 cm também diminuiu significativamente com o aumento da degradação (Tabela 3). Esta redução foi refletida por um aumento na densidade de varetas de espécies pioneiras cuja abundância relativa variou de menos de 1% de todos os indivíduos nas áreas de floresta intacta para 87% de todos os indivíduos nas áreas de floresta intensamente queimada. A densidade total de varetas de espécies florestais e espécies pioneiras não diferiu significativamente entre as classes de degradação.

As diferenças na densidade de cipós suspensos entre as classes florestais incluem: 1) aumentos dramáticos na quantidade de cipós pequenos com diâmetro menor que 1 cm associados à queimada; e 2) redução significativa na quantidade de cipós grandes com diâmetro maior que 5 cm após queimada e exploração (Tabela 3). Cipós suspensos com diâmetro pequeno eram duas vezes tão comuns nas áreas de floresta queimadas levemente quanto na floresta intacta, e cinco vezes mais comuns nas áreas de floresta queimadas intensamente. Muitos desses cipós suspensos finos pertenciam às espécies *Acácia paniculata* Willd, *Bauhinia guianensis* Aubl, *Davilla kunthii* ST. Hil., e *Gouania pyrifolia* Reiss, que também são comuns nas áreas perturbadas e clareiras em regeneração causadas por queda de árvore em floresta intacta. Em comparação, a densidade de cipós grandes foi reduzida pela metade após exploração e queimada leve e não havia cipós grandes nas áreas de floresta queimadas intensamente.

Reduções na biomassa acima do solo

A estimativa total da biomassa viva acima do solo variou de 309 t/ha⁻¹ na floresta intacta para 52 t/ha⁻¹ na floresta queimada intensamente. Havia diferenças significativas entre todas as classes de degradação, com exceção de valores muito similares para áreas de floresta exploradas intensamente e áreas queimadas levemente (Tabela 3). As diferenças na biomassa total viva foram grandemente impelidas pelas diferenças na biomassa de árvores com DAP ≥ 10 cm, embora a biomassa de árvores menores e cipós vivos também tenha diminuído com o aumento da degradação. Por outro lado, a biomassa total morta aumentou significativamente com o aumento da degradação (Tabela 3). Este aumento foi maior nas áreas de floresta exploradas intensamente e nas áreas queimadas intensamente, nas quais a biomassa de material lenho grosso da liteira foi 3 a 4 vezes mais alta que na floresta intacta. Porém, a quantidade de biomassa morta não era proporcional à quantidade de biomassa viva grandemente reduzida nas florestas queimadas. Tanto nas áreas de floresta queimadas levemente quanto nas áreas queimadas intensamente, a biomassa total acima do solo foi significativamente mais baixa que na floresta intacta, no último caso totalizando menos de 50% do valor inicial.

Potencial de produção madeireira de florestas degradadas

A densidade de árvores com DAP ≥ 10 cm atualmente aceitas nas serrarias na região de estudo era similar entre as florestas intacta e explorada. Entretanto, esta densidade declinou em aproximadamente 50% nas áreas de floresta intensamente exploradas e áreas levemente queimadas. Nas áreas de floresta intensamente queimadas, a densidade foi reduzida para somente 18 indivíduos/ha⁻¹ ou 16% da densidade de indivíduos da floresta intacta (Tabela 4). Reduções na densidade de indivíduos jovens com DAP variando de 5 cm a 10 cm foram ainda mais dramáticas; nenhum indivíduo de espécie de valor madeireiro foi encontrado nas áreas de floresta queimadas intensamente. Em comparação, o recrutamento após perturbações resultou em densidades similares de varetas com altura maior que 2 m e DAP menor que 5 cm após exploração e queimada. Todavia, a composição de espécies e a dominância de grupos de varetas variaram entre as classes de floresta. Por exemplo, nas áreas de floresta exploradas, 31% das varetas encontradas eram de *Jacarandaá copaia*, uma espécie madeireira de rápido crescimento e com

valor comercial relativamente baixo. Em ambas as classes de floresta queimada, a contribuição dessas espécies aumentou para mais de 40%, enquanto que na floresta intacta a *J. copaia* representou menos de 1% dos indivíduos.

A porcentagem de árvores comerciais que tinham mais de 2/3 de suas copas ocupadas por cipós aumentou significativamente nas áreas de floresta exploradas e áreas levemente queimadas, mas declinou nas áreas de floresta queimadas intensamente (Tabela 4). A porcentagem de árvores que sofreram danos severos na copa ou no tronco também aumentou significativamente, de apenas 3% na floresta intacta para 46% nas áreas de floresta queimadas intensamente. Nas áreas de floresta exploradas intensamente e em ambas categorias de áreas queimadas, 70% ou mais das árvores com valor econômico atual haviam sofrido pelo menos danos moderados em seu dossel ou tronco (Tabela 4).

Como esperado, o volume total de madeira declinou significativamente após exploração e queimada (Tabela 4). Todavia, para comparar mais precisamente a perda de madeira devido à degradação foi preciso estimar o volume de madeira perdida além do volume de madeira explorada. Para isto, subtraiu-se do volume total perdido o volume de madeira extraída durante a exploração (por exemplo, 35 m³/ha⁻¹ nas áreas de floresta exploradas moderadamente e 69 m³/ha⁻¹ nas áreas exploradas intensamente). Considerando todas as árvores com potencial madeireiro, foram perdidos 8 m³/ha⁻¹ além do volume explorado na exploração moderada, 15 m³/ha⁻¹ adicionais à exploração intensa, 44 m³/ha⁻¹ adicionais à exploração na área queimada levemente e 69 m³/ha⁻¹ adicionais após queimada intensa. As perdas adicionais foram ainda maiores quando se contabilizaram as árvores com baixa probabilidade de sobrevivência até uma nova safra (árvores severamente danificadas ou com mais de dois terços das copas cobertas por cipós). Neste caso, as perdas adicionais foram de 28 m³/ha⁻¹ nas áreas de floresta moderadamente explorada, 25 m³/ha⁻¹ nas áreas intensamente exploradas e 49 m³/ha⁻¹ nas áreas levemente queimadas.

Tabela 4. Comparação da abundância e condição das árvores atualmente aceitas nas serrarias regionais entre as áreas de floresta intacta, explorada e queimada na região de Paragominas, Estado do Pará, Brasil¹.

	Intacta (n = 3)	Explorada moderadamente (n = 3)	Explorada intensamente (n = 3)	Explorada e queimada levemente (n = 3)	Explorada e queimada intensamente (n = 2)
Densidade de indivíduos (No. ha ⁻¹)					
Árvores com DAP ≥ 10 cm	116 (11)a	110 (23)a	58 (24)b	62 (17)b	18 (8)c
Varetas com DAP de 5 cm a 10 cm	66(21)a	63(42)a	7(6)b	30(26)b	0b
Varetas altura > 2 m, DAP < 5 cm	50 (36)a	87 (15)a	73 (50)a	83 (12)a	45 (35)a
Total	349 (77)a	370 (98)a	197 (73)a	237 (51)a	81 (18)b
Árvores danificadas (% do total)					
Dano moderado	31 (9)a	50 (6)a	54 (5)a	56 (20)a	33 (24)a
Dano severo	3 (3)a	12 (9)b	19 (8)b	14 (4)b	46 (6)c
Total	34 (12)a	61 (15)b	73 (3)b	70 (18)b	79 (30)b
Carga de cipós na árvore (% do total)					
1/3-2/3 do dossel coberto por cipós	23 (5)a	23 (3)a	33 (4)a	28 (13)a	29 (29)a
>2/3 do dossel coberto por cipós	10 (8) ab	32 (6) a	16 (10) ab	30 (15)a	0b
Total	32 (12)a	56(3)a	49 (14)a	58 (26)a	29 (29)a
Estoque de madeira (m ³ ha ⁻¹)					
Total de todas as classes	132 (10)a	89 (18)b	48 (18)c	53 (16)bc	28 (17)c
Excluindo as danificadas severamente	128 (16)a	78 (15)b	34 (12)c	49 (17)bc	19 (5)c
Excluindo as danificadas e supercarregadas de cipó	120 (26)a	57 (8)b	26 (6)cd	36(7)bc	19(5)d

¹ Médias apresentadas com D.P. entre parênteses. As diferentes letras denotam diferenças significativas entres as classes de áreas de floresta em P<0,1 utilizando o teste de Tukey.

DISCUSSÃO

Começando com a exploração de intensidade moderada, cada passo no processo de degradação florestal na região de Paragominas, no leste da Amazônia Brasileira, foi acompanhado por mudanças distintas na estrutura e composição da floresta. Estudos anteriores sobre os impactos ecológicos da exploração de intensidade moderada na região foram conduzidos no intervalo de um ano após a exploração e, dessa maneira, enfocam em impactos de curto prazo (por exemplo, Veríssimo *et al.*, 1992; Johns *et al.*, 1996). Esse estudo mostra que as diferenças na abertura do dossel e na densidade total de árvores entre as florestas exploradas e intactas em grande parte desapareceram seis anos após a exploração. Isto apóia as observações de um estudo anterior conduzido numa floresta explorada, o qual indica que quatro anos de regeneração após a exploração levou a um fechamento do dossel suficiente para recuperar a maior parte de sua propriedade de resistência ao fogo (Holdsworth and Uhl, 1997). Além disso, a decomposição de fragmentos lenhosos grossos é substancial poucos anos após a exploração. Por exemplo, a massa de fragmentos lenhosos grossos que foi triplicada após a exploração foi reduzida pela decomposição para um volume que era apenas o dobro do volume inicial (Uhl e Kauffman, 1990). A diferença após a decomposição não foi estatisticamente significativa.

Ao contrário da exploração moderada, os impactos ecológicos da exploração de alta intensidade, na qual são extraídos $60 \text{ m}^3/\text{ha}^{-1}$ - $70 \text{ m}^3/\text{ha}^{-1}$ em uma única extração ou múltiplas extrações, não foram documentados anteriormente na região. Talvez a característica mais notável das florestas exploradas intensamente seja a grande redução da área intacta (não atingida pela exploração). Uma explicação para este nível alto de distúrbios é que, no caso de florestas repetidamente exploradas, virtualmente nenhuma tentativa foi feita no sentido de reutilizar a infra-estrutura (por exemplo, pátios de estocagem de toras, estradas e trilhas de arraste de toras) criada durante a primeira extração. Ao invés disso, pelo fato de essa infra-estrutura não ter sido mapeada durante a extração tradicional, a reutilização seria quase impossível (Barreto *et al.*, 1998). A redução em dobro na área de vegetação intacta entre as áreas de floresta exploradas moderadamente e as áreas exploradas intensamente sugere que a sobreposição de infra-estrutura da exploração entre as duas colheitas (moderada e intensa) na área de floresta explorada intensamente foi mínima. Isto difere das observações anteriores que mostram que o aumento da intensidade de exploração em uma única exploração resulta em aumentos relativamente menores nos danos da exploração (Jonkers, 1987; Veríssimo *et al.*, 1992).

A exploração intensa parece ser um fenômeno relativamente recente na região de estudo; todas as áreas de floresta inventariadas haviam sido exploradas menos de 1 ano antes. O fato de os distúrbios serem recentes torna difícil prever o desenvolvimento futuro dessas áreas de floresta, porém é óbvio que sua suscetibilidade ao fogo tem sido aumentada dramaticamente. Por exemplo, a abertura total do dossel de 37% observada nas áreas exploradas intensamente é aproximadamente o dobro da abertura de uma floresta estudada anteriormente, a qual foi explorada moderadamente, e na qual observou-se que 21% da área recebia radiação solar suficiente para torná-la flamável no período de 16 dias sem chuva (Johns *et al.*, 1996; Holdsworth and Uhl, 1997). Além disso, a massa de combustíveis lenhosos grossos de 140 t/ha⁻¹ nas áreas exploradas intensamente foi um pouco mais alta que as 137 t/ha⁻¹ encontradas recentemente após exploração moderada (Uhl and Kauffman, 1990). Porém, o uso de diferentes diâmetros mínimos para o combustível lenhoso (10 cm para este estudo *vs.* 7,6 cm para o estudo de Uhl e Kauffman, 1990) não permite uma comparação direta entre os estudos.

As áreas de floresta queimadas na região de Paragominas se ajustam ao padrão de redução de densidade de árvores e cipós grandes com o aumento da intensidade do fogo verificado em outros estudos sobre os impactos do fogo nas florestas tropicais exploradas. A redução na densidade de árvores não pioneiras com DAP maior que 10 cm após a queimada de florestas exploradas verificada neste estudo (38% menos indivíduos nas áreas de floresta queimadas levemente que nas áreas exploradas, e 85% menos nas áreas de floresta queimadas intensamente), foi similar àquela encontrada em outros estudos no Brasil (por exemplo, 44% após uma única queimada em Holdsworth and Uhl, 1997; 38% em floresta queimada levemente e 90% em floresta queimada intensamente em Cochrane e Schulze, 1999). Todavia, verificou-se menor mortalidade de árvores após incêndio na Venezuela (23% após uma ou mais queimadas, Pinard *et al.*, 1999), onde a intensidade de exploração foi menor que nos estudos conduzidos no Brasil. Aparentemente, deveria haver uma correlação positiva entre a intensidade de exploração antes do fogo e a intensidade do fogo após a exploração, devido ao aumento da abertura do dossel e a carga de combustível verificada em florestas exploradas mais intensamente. Além disso, dado que árvores danificadas durante a exploração são mais prováveis de morrer em uma queimada que as árvores não danificadas (Woods, 1989), é provável que um incêndio em uma área de floresta explorada intensamente possa resultar em taxas mais altas de mortalidade de árvores do que as verificadas nas queimadas estudadas até o momento.

Cipós suspensos com diâmetro grande, em geral, têm mostrado redução ainda mais dramática em densidade que as árvores (37% para indivíduos com DAP maior que 5 cm nas áreas de floresta queimadas levemente e 100% nas áreas queimadas intensamente, para este estudo; 93% para indivíduos com DAP maior que 10 cm em florestas queimadas levemente e 95% em florestas queimadas intensamente em Cochrane and Schulze, 1999; e 60% para cipós com DAP maior que 4 cm, após uma ou duas queimadas, em Pinard *et al.*, 1999). A redução da densidade de cipós com diâmetro grande foi, porém, mais que compensada pela proliferação de cipós lenhosos finos após incêndio. Neste estudo, a densidade de cipós suspensos com DAP menor que 2 cm verificada nas áreas de floresta queimadas levemente (6.017 indivíduos/ha⁻¹) foi aproximadamente o dobro da densidade nas áreas de floresta exploradas. Além disso, verificaram-se aumentos adicionais para mais de 10.275 indivíduos/ha⁻¹ após queimada intensa. Têm-se também registrado aumentos na densidade de cipós finos após incêndios em outras florestas do Brasil (Cochrane and Schulze, 1999) Venezuela (Pinard *et al.*, 1999), e Malásia (Woods, 1989). É difícil prever se este aumento na densidade de cipós é um fenômeno passageiro ou de longo prazo. Porém, essa descoberta proporciona uma evidência parcial para apoiar a hipótese que o fogo pode desempenhar um papel no desenvolvimento das extensas áreas de floresta dominadas por cipós, comuns na Amazônia Oriental e Ocidental no Brasil (Nelson, 1994).

O fenômeno local de degradação florestal poderia ter conseqüências globais, dado que a exploração e o fogo reduzem a biomassa florestal e liberam carbono seqüestrado. A redução da biomassa total viva acima do solo verificada nas áreas de floresta explorada moderadamente (20%) e nas áreas exploradas intensamente (48%), neste estudo, é mais baixa que aquela verificada na Malásia (54 % Pinard e Putz, 1996), onde a intensidade de exploração era mais alta (154 m³/hs⁻¹). Após a queimada leve, observou-se uma redução relativamente pequena na biomassa total viva acima do solo, resultante da relativa resistência das árvores grandes à mortalidade causada por queimadas de baixa intensidade (Cochrane and Schulze, 1999). Em comparação, a biomassa viva média acima do solo nas áreas de floresta queimadas intensamente foi reduzida a um nível comparável às 54 t/ha⁻¹ estimadas para florestas secundárias antigas com 10 anos em pastagem abandonada (Fearnside e Guimarães, 1996).

O aumento em graus diversos na biomassa morta compensou as reduções na biomassa viva associadas à exploração e ao fogo. Porém, a persistência dessa biomassa morta nas florestas degradadas é provavelmente baixa.

Faltam estudos sobre taxas de decomposição da madeira em florestas degradadas; mas, em uma floresta não explorada na Amazônia Central, fragmentos lenhosos grossos foram decompostos, em média, em 5,9 anos (Chambers *et al.*, 2000). Nas florestas degradadas onde muitos fragmentos consistem de resíduos da exploração (isto é, galhos com diâmetro relativamente pequeno), e, no caso de florestas queimadas intensamente, troncos de árvores pioneiras com madeira de baixa densidade, as taxas de decomposição provavelmente serão mais altas. Dessa maneira, as dinâmicas de liberação de carbono das florestas degradada provavelmente será similar àquelas após desmatamento, onde os fluxos associados à decomposição de madeira caída são maiores que aqueles associados à limpeza e queimada inicial da terra (Houghton *et al.*, 2000).

Além de reduzir os estoques de carbono na biomassa acima do solo, a degradação florestal pode também reduzir a produtividade futura (isto é, a produção e acumulação de carbono na biomassa lenhosa). Isto pode acontecer por causa das mudanças na composição de espécies arbóreas de floresta madura para espécies pioneiras e cipós. Verificou-se que a produtividade é um determinante chave na previsão de estoque de carbono na floresta (i.e., carbono na vegetação residual + carbono seqüestrado pela regeneração – carbono liberado pela decomposição de resíduos), em uma floresta explorada na Malásia (Pinard e Putz, 1996). Apesar de as espécies de árvores pioneiras crescerem relativamente rápido, o seqüestro de carbono por essas espécies é limitado devido ao seu baixo conteúdo de carbono (45% de peso seco *vs.* 50% nas espécies florestais, Fearnside, 1996), madeira de baixa densidade, e, no caso de espécies do gênero *Cecropia*, troncos ocos (Nelson *et al.*, 1999). Pelo fato de os cipós dependerem de fontes externas de apoio, eles são capazes de atingir áreas altas de folhagem com investimento relativamente baixo no tecido do caule (Putz, 1983; Gerwing e Farias, 2000). Dessa maneira, cipós finos abundantes podem cobrir uma floresta, reduzindo a produtividade das árvores pelo sombreamento, enquanto contribuem relativamente pouco para a biomassa total viva acima do solo.

Enquanto o valor das florestas da região for baseado somente em sua madeira, é provável que a degradação florestal continue a aumentar na Amazônia Oriental. Na falta de incentivos à valorização da floresta, o crescimento lento de árvores, combinado com os altos custos de oportunidade, deixando árvores com diâmetro ideal para extração em pé na floresta, encoraja a extração completa com pouca ou nenhuma preocupação para cortes futuros (Boscolo e Vicent, 1998). Além do mais, a escassez de floresta intacta nas

proximidades das serrarias tem provocado o retorno dos proprietários de serrarias na região de Paragominas para florestas já exploradas, a fim de extrair qualquer madeira deixada anteriormente, como um prenúncio para o fechamento de suas serrarias. Evidências dessa dinâmica são encontradas no número crescente de abandonos de serrarias e toras de diâmetro pequeno nos pátios das serrarias em atividade (J. Gerwing, observação pessoal). A detenção do aumento da degradação florestal provavelmente requererá uma abordagem combinada de: 1) incentivos ao desenvolvimento para encorajar a adoção de técnicas de exploração de impacto reduzido, as quais têm-se verificado ser de custo efetivo e bem sucedida em mitigar aumentos na flamabilidade da floresta relacionados à exploração (Holdsworth e Uhl, 1997; Barreto *et al.*, 1998), e 2) expansão da valoração das florestas não degradadas de seu foco exclusivo atual em madeira para incluir serviços de ecossistema tais como seqüestro de carbono, proteção das bacias hidrográficas e manutenção da biodiversidade (por exemplo, Fearnside, 1997b). Porquanto, a degradação florestal parará somente quando o valor da floresta não degradada aumentar para aqueles que são responsáveis por sua administração diária.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a Damião Farias, Manuel Farias e Nazareno Cardoso, por terem conduzido a maior parte do trabalho de campo para este estudo, e a R. A. Houghton, por seus comentários úteis ao manuscrito. O apoio financeiro foi dado pelo PPG7 - “Programa de Pesquisa Dirigida” (MMA/MCT/Finep) ao Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon) e através do Programa Conjunto sobre Ecologia Terrestre e Mudança Global (Teco), doação número NAG5-3858 (para R.A. Houghton) do Programa Ecologia Terrestre no escritório de Ciência da Terra da Nasa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves, D. S., Costa, W. M. D., Escada, M. I. S., Lopes, E. S. S., Souza, R. C. M. D., Ortiz., J. D., 1998. Análise da distribuição espacial das taxas de deflorestamento dos municípios da Amazônia legal no período de 1991-1994. Inpe, São José dos Campos.
- Araújo, T. M., Higuchi, N., de Carvalho Jr., J. A., 1999. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain Forest site in the state of Pará Brazil. *For. Ecol. Manage.* 117, 43-52.
- Barreto, P., Amaral, P., Vidal, E., Uhl, C., 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 108, 9-26.
- Boscolo, M., Vincent, J. R., 1998. Promoting better logging practices in tropical forests: a simulation analysis of alternative regulations. Development Discussion Paper N° 652. Harvard Institute for International Development, Harvard University.
- Chambers, J. Q., Higuchi, N., Schimel, J. P., Ferreira, L. V., Melack, J. M., 2000. Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests do the central Amazon. *Oecologia* 122, 380-388.
- Cochrane, M. A., Schulze, M. D., 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure biomass and species composition. *Biotropica* 31, 2-16.
- Cochrane, M. A., Alencar, A., Schulze, M. D., Souza, C. M., Nepstad., D. C., Lefebvre, P., Davidson, E., 1999. Positive Feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forest. *Science* 284, 1823-1853.
- Delaney, M., Brown, S., Lugo, A., Torres-Lezama, A., Quintero, N. B., 1998. The quantity and turnover of dead wood in permanent forest plots in six life zones of Venezuela. *Biotropica* 30, 2-11.
- Fearnside, P.M., 1996. Amazonian deforestation and global warming: carbon stocks in the vegetation replacing Brazil's Amazon forest. *For. Ecol. Manage.* 80, 21-34.
- Fearnside, P. M., 1997a. Wood density for estimating biomass in Brazilian Amazon. *For. Ecol. Manage.* 90, 59-87.
- Fearnside, P. M., 1997b. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecol. Econ.* 20, 53-70.
- Fearnside, P. M., Guimarães, W. M., 1996. Carbon Uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 80, 35-46.
- Gerwing, J. J., Farias, D. L., 2000. Integrating liana abundance and forest stature into an estimate of aboveground biomass for an eastern Amazonian forest. *J. Trop. Ecol.* 16, 327-336.
- Holdsworth, A. R., Uhl, C., 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecol. Appl.* 7, 713-725.
- Houghton, R. A., Skole, D. L., Nobre, C.A., Hackler, J. L., Lawrence, K. T., Chomentowski, W. H., 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature* 403, 301-304.

- Johns, J. S., Barreto, P., Uhl, C., 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *For. Ecol. Manage.* 89, 59-77.
- Jonkers, W. B., 1987. Vegetation structure, logging damage, and silviculture in a tropical rain forest in Suriname. Wageningen Agricultural University, The Netherlands.
- Minitab, 1996. MinitabRelease 11.21. Minitab, Inc., State College, PA, USA.
- Nelson, B. W., 1994. Natural forest disturbance and change in the Brazilian Amazon. *Rem. Sen. Rev.* 10, 105-125.
- Nelson, B. W., Mesquita, R., Pereira, J. L. G., Souza, S.G.A.d, Batista, G. T., Couto, L. B., 1999. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *For. Ecol. Manage.* 117, 149-167.
- Nepstad, D. C., Veríssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., Brooks, V., 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398, 505-508.
- Overman, J. P. M., White, H. J. L., Saldarriaga, J. G., 1994. Evaluation of regression models for above-ground biomass determination in Amazon rainforest. *J. Trop. Ecol.* 10, 207-218.
- Peres, C. A., 1999. Ground fires as agents of mortality in a central Amazonian Forest. *J. Trop. Ecol.* 15, 535-541.
- Pinard, M. A., Putz, F. E., 1996. Retaining Forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica* 28, 278-295.
- Pinard, M. A., Putz, F. E., 1976. Monitoring carbon sequestration benefits associated with a reduced-impact logging project in Malaysia. *Mitig. Adap. Strat. Glob. Change*, 2, 203-215.
- Pinard, M. A., Putz, F. E., Licona, J. C., 1999. Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. *For. Ecol. Manage.* 116, 247-252.
- Putz, F. E., 1983. Liana biomass and leaf area of a "Terra firme" forest in the Rio Negro basin Venezuela. *Biotropica* 15, 185-189.
- Uhl, C., Bushbacher, R., 1985. A disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. *Biotropica* 17, 265-268.
- Uhl, C., Kauffman, J. B., 1990. Deforestation fire susceptibility and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. *Ecology* 71, 437-449.
- Uhl, C., Barreto, P., Veríssimo, A., Vidal, E., Amaral, P., Barros, A. C., Carlos Souza, J., Johns, J., Gerwing, J., 1997. Natural resource management in the Brazilian Amazon: an integrated research approach. *BioScience* 47, 160-168.
- 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. *For. Ecol. Manage.* 55, 169-199.
- Wagner, C. E. V., 1968. The line intersect method in forest fuel sampling. *For. Sci.* 14, 20-26.
- Woods, P., 1989. Effects of logging drought and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica* 21, 290-298.

A Série Amazônia é uma iniciativa do Imazon de divulgação ampla dos seus estudos. Os artigos, publicados em revistas científicas internacionais, abordam de forma multidisciplinar as atividades de uso dos recursos naturais na Amazônia. A Série Amazônia conta com o apoio da Fundação Ford.