

DANOS AMBIENTAIS CAUSADOS PELO MANEJO DE FLORESTAS TROPICAIS PARA PRODUÇÃO DE MADEIRA

Antonio A. Carpanezzi

1. INTRODUÇÃO

Fora da dasonomia, o manejo de florestas tropicais engloba percepções que cobrem um espectro amplo da ação do homem sobre a floresta, indo desde a preservação de grandes áreas com fins biológicos até a conversão completa do ecossistema natural em outro, por motivos econômicos (GÓMEZ - PAMPA & BURKLEY, 1991; BOYLE & SAYER, 1995). No âmbito da dasonomia, classicamente, o manejo florestal relaciona-se com a organização da produção de madeira, e é definido por SILVA (1996) como "aplicação de métodos empresariais e princípios técnicos na operação de uma propriedade florestal. Entre os princípios técnicos está a silvicultura, como parte integrante do manejo; ela deve ser entendida como a parte da ciência florestal que trata do estabelecimento, condução e colheita das árvores". Uma vez que as conseqüências de cada atividade silvicultural isolada sejam bem conhecidos para serem prognosticadas com certa confiança, elas podem ser integradas em um sistema silvicultural, que necessita ser aplicado e testado como uma unidade (HUTCHINSON, 1993). Em contraposição à silvicultura intensiva, tipificada por plantações monoespecíficas de rotação curta, o manejo de florestas tropicais é identificado com a regeneração natural e com a condução simultânea de várias espécies para obter peças grandes, destinadas ao processamento mecânico (serraria e laminação).

Considerando toda a faixa intertropical, somente uma fração muito pequena das florestas exploradas recebe, efetivamente, tratamentos destinados a promover o manejo para a produção sustentada, conforme exemplos em SCHIMIDT (1991), JOHNS (1992) e SILVA (1993). A mesma situação predomina no Brasil (HIGUCHI, 1994). A perda do caráter primário das florestas exploradas aumenta com novas extrações não controladas no mesmo talhão, cuja qualidade para o manejo também piora progressivamente (EWEL & CONDE, 1976 p. 19; HUTCHINSON, 1987); intervalos de 5 anos a 10 anos entre retirada de árvores são considerados comuns (ESTEVE, 1983; WHITMAN et al. 1997). Paralelamente, o mundo perde, diariamente, em torno de 20.000 ha de florestas tropicais densas (estimativa de (WHITMORE & SAYER, 1992, para o período 1980-2000) e as florestas secundárias, por várias razões, aumentam sua participação (Tabela 1). A cada dia, pois, a biodiversidade associada às formações primárias torna-se mais escassa e de maior valor, em relação às formações secundárias.

TABELA 1. Tendências em florestas tropicais. Fonte: Lanly (1982) citado por WADSWORTH (1987).

Tipo florestal	Área em 1985 (100 km ²)	Taxa anual de mudança	
		(100 km ²)	%
Todas as florestas	10.600	- 53,0	- 0,6
Florestas densas	7.800	- 43,0	- 0,6
Produtiva	6.400	- 31,0	- 0,6
Primária	4.400	- 33,0	- 0,7
Secundária	1.900	+ 17,0	+ 1,0
Plantações	100	+ 5,4	+ 11,6

A obtenção de madeiras de florestas tropicais traz riscos ambientais, que podem, teoricamente, ser reduzidos pela adoção de medidas mitigadoras, a serem realizadas no transcorrer de um plano de

* Engenheiro Florestal, Mestre, CREA 12926 D-PR, pesquisador da Embrapa - Centro Nacional de Pesquisa de Florestas

manejo sustentável. Comparativamente, o dano ambiental decorrente da substituição da floresta pela agropecuária é muito maior. Assim, considerando a natureza das pressões sofridas pelas florestas tropicais, a destinação de áreas extensas para o manejo para a produção de madeira é considerada uma opção bastante aceitável para a conservação da biodiversidade nos trópicos (BOYLE & SAYER, 1995).

A produção de madeiras tropicais, em florestas simplesmente exploradas ou colocadas formal ou efetivamente sob um plano de manejo, manteve-se totalmente afastada da questão ambiental até cerca de uma década atrás. Isto é perceptível por traços dominantes da literatura técnica derivada da dasonomia, resumidos a seguir. A preocupação com os danos da exploração à biocenose concentra-se nas espécies produtoras de madeiras comerciais. Menções de impacto sobre a fauna não são encontradas na formulação de sistemas silviculturais, cujas práticas afetam substancialmente a composição da vegetação. Para os silvicultores, a fauna equívale, apenas, a um modo de dispersão de sementes com interesse ocasional para a perpetuidade das espécies madeireiras comerciais.

Um exame completo dos danos ambientais associados à exploração/manejo de florestas tropicais é tarefa de vulto. EWEL & CONDE (1976) reuniram 202 referências em seu notável trabalho de revisão crítica, abarcando assuntos tão díspares como clima regional, microorganismos e nutrientes do solo, integridade das árvores e tamanho de populações de vários grupos animais. Ainda hoje, o exame de um tema qualquer, mesmo restrito, exige muita atenção, em razão das diferenças entre florestas, entre métodos de exploração, entre práticas silviculturais, entre metodologias experimentais e quanto aos organismos estudados, geralmente pouco conhecidos.

Este trabalho aborda, de modo sucinto, alguns danos da exploração florestal (ou do manejo, quando for o caso), com ênfase na biodiversidade, e sugestões para sua mitigação. De modo associado, a fragmentação das florestas, devida a outras formas de uso da terra, também afeta fortemente a biodiversidade, e pode ser apreciada em TURNER (1996).

2. PRINCIPAIS DANOS NO TALHÃO

A exploração seletiva, por si, altera a cobertura do terreno (que tende a recuperar-se rapidamente) e, de modo intenso e prolongado, a composição e a estrutura da vegetação remanescente (tabela 2 e figura 1). Em uma mesma floresta, alguns tipos de impacto (como a superfície ocupada por picadas de arraste) são mais relacionados à intensidade de exploração que outros (como superfície ocupada por clareiras; JONKERS, 1987). Além das espécies cortadas para madeira, um número variável de árvores fica ferida ou morre em virtude de atividades durante a exploração (Tabela 3). Os ferimentos mais comuns nas árvores são: casca parcialmente retirada, base da árvore machucada por trator, tronco quebrado e ramos grossos quebrados. Muitas árvores que foram feridas e parecem recuperadas vêm a morrer ao longo dos anos seguintes (APPANAH & WEINLAND, 1990).

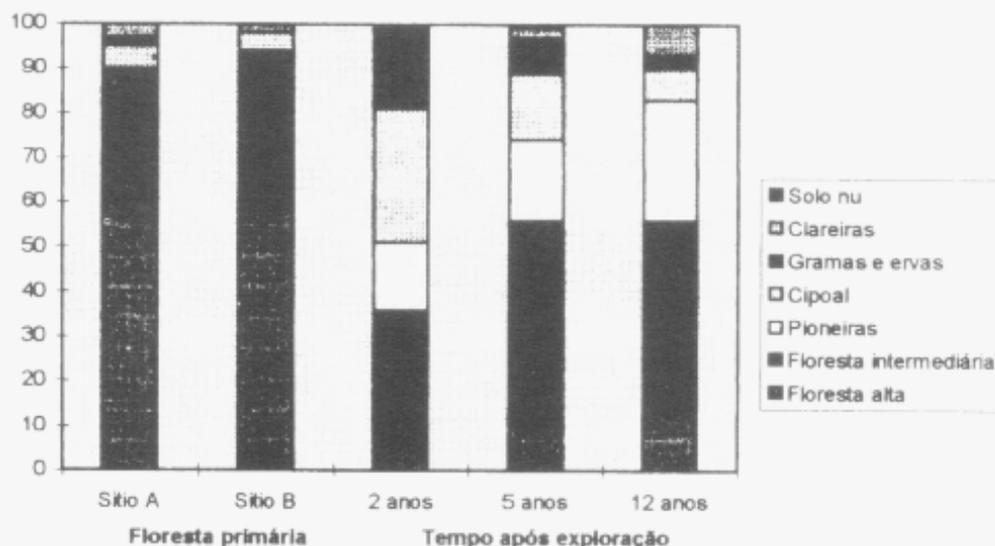


Figura 1. Proporções relativas de tipos principais de vegetação em floresta primária (sitios A e B) e em floresta explorada seletivamente, após 2 anos, 5 anos e 12 anos. Clareiras: formada por quedas

recentes de árvores. Solo nu: solo mineral exposto, com pouca vegetação. Gramas e ervas: sem árvores. Cipoa: sem árvores emergentes; dossel baixo (5 m), com árvores recobertas. Pioneiras: dominado por espécies arbóreas pioneiras. Floresta intermediária: dossel descontínuo; em estágio avançado de recuperação após distúrbio, com vegetação densa no sub-bosque. Floresta alta: floresta madura, climax. Ulu Segama Forest Research, Boméu, Malásia. Fonte: HEYDON & BULLOH (1997)

TABELA 2. Estimativas de mudanças provocadas na cobertura florestal pela exploração seletiva, sem tratamentos silviculturais posteriores, em florestas mistas de dipterocarpaceas, na Malásia. Valores em percentagem de recobrimento. Área total das amostras: 29,5 ha. Fonte: HUTCHINSON (1987).

	Épocas			
	Floresta virgem	Logo após a exploração	5 anos após a exploração	23 anos após a exploração
Floresta não explorada				
floresta primária madura	90			
clareiras (com serrapilheira)	5			
floresta em regeneração	2			
outras situações	3			
Floresta explorada				
floresta residual		60	22	17
clareiras (com serrapilheira)		22	3	3
solo exposto		12	1	-
floresta em regeneração		2	70	79
outras situações		4	3	-

TABELA 3. Árvores (DAP \geq 10cm) danificadas ou mortas durante a exploração em três tratamentos. Média + desvio padrão referentes a três parcelas (exceto para $\epsilon \geq 60$ cm, referentes a duas parcelas). ϵ = tratamentos experimentais, diferindo pelos diâmetros mínimos de abate, 50cm e 60cm. CNV= método convencional de exploração, na região (Kalimantan, Indonésia). Mortalidade medida três meses após a exploração. Fonte: BERTAULT & SIST (1995).

	Tratamentos		
	$\epsilon \geq 50$ cm	$\epsilon \geq 60$ cm	CNV ≥ 60 cm
a. Árvores/ha antes da exploração (DAP \geq 10cm)	538 \pm 98	568 \pm 101	494 \pm 28
b. Árvores/ha cortadas para madeira	10,3 \pm 3,8	6,5 \pm 2,1	10,3 \pm 1,1
c. % de árvores feridas	19,2 \pm 0,5	16,9 \pm 0,6	25,2 \pm 0,6
d. % de árvores mortas	17,6 \pm 0,5	13,6 \pm 0,5	23,2 \pm 0,5
e. % de dano pela derrubada	16,4 \pm 0,5	11,8 \pm 0,5	17,3 \pm 0,5
f. % de dano pelo arraste das toras	19,0 \pm 0,5	16,9 \pm 0,6	29,9 \pm 0,6
g. % de árvores feridas e depois mortas	1,4 \pm 0,1	1,8 \pm 0,2	1,2 \pm 0,1
c+d=e+f+g			

A área de solo afetada fortemente por máquinas no decorrer da exploração é variável entre as situações, ocupando grosso modo entre 4% e 40% da superfície total (EWEL & CONDE, 1976 p. 19; BERTAULT & SIST, 1995; WHITMAN et al. 1997; PINARD et al. 1995; MALMER 1990; CROME et al. 1992). Além da compactação, ocorrem, de modo variável, outros processos, como remoção da camada superficial do solo. Os danos advindos da compactação permanecem por vários anos (Tabela 4) e

favorecem a erosão. Após a exploração, a vegetação dos locais mais atingidos, como a parte central das picadas de arraste de toras, apresenta redução na diversidade florística e na taxa de crescimento (EWEL & CONDE, 1976 p.22; GUARIGATA & DUPUY, 1997; WHITMAN et al., 1997).

TABELA 4. Tempo estimado (anos) para que algumas características do solo, em área de exploração, retornem aos valores encontrados na floresta não perturbada. Fonte: KAMARUZAMAN (1996).

Local na floresta	Característica do solo			
	densidade aparente	porosidade total	permiabilidade saturada	resistência à penetração
Picada de arraste	22	24	52	19
Pátio	17	17	37	14
Estrada secundária	14	15	28	12

O corte de cipós, cerca de um ano antes da exploração, é medida recomendada de modo generalizado, destinada a reduzir danos à floresta residual (decorrentes da queda imprevista de árvores) e aumentar a segurança ao homem em todas as operações. Após a exploração, muitos sistemas silviculturais recomendam a eliminação periódica de plantas "indesejáveis", para favorecer plantas das espécies "desejáveis", aumentando o valor madeireiro e econômico do talhão. Plantas de espécies importantes para a fauna são eliminadas nas cortes de limpeza antes e depois da exploração, incluindo plantas-chaves para alimentação (tabelas 5 e 6). Plantas de *Ficus* de hábito estrangulador, indesejáveis para os silvicultores e muito valorizadas para a conservação da biocenose nas florestas manejadas, exemplificam o conflito de interesses.

TABELA 5. Plantas-chaves para a alimentação da fauna, na floresta tropical de Cocha Cashu, Peru. As 12 espécies vegetais (em uma flora de 2000 espécies) sustentam quase toda a comunidade frugívora por três meses no ano, na estação seca, quando há escassez geral de alimentos. Fonte: TERBORGH(1986).

Recurso Vegetal	Período de Disponibilidade
Frutos de palmeiras	
<i>Astrocaryum</i> sp.	abril-junho
<i>Iriartes ventricosa</i>	maio-julho
<i>Scheelea</i> sp.	ano todo
Frutos de 3 espécies de <i>Ficus</i>	ano todo, irregularmente
Néctar	
<i>Combretum assimile</i>	julho
<i>Erythrina ulei</i>	julho-agosto
<i>Quararibea cordata</i>	agosto-setembro
Outros frutos	
<i>Allophylus scrobilatus</i>	maio-junho
<i>Celatola</i> sp.	maio-junho
<i>Celtis iguanea</i>	março-agosto

TABELA 6. Porcentagens das dietas de aves frugívoras selecionadas de florestas tropicais, obtidas de grupos de espécies arbóreas reunidas segundo o valor comercial de suas madeiras. Queensland, Austrália. O valor das madeiras decresce de A para D. U = madeiras sem valor comercial. Fonte: CROMER, 1991.

Espécies de aves	Grupos de madeiras				
	A	B	C	D	U
<i>Casuaris casuaris</i>	0	26	17	1	51
<i>Ptilinopus regina</i>	0	0	0	43	51
<i>Ptilinopus superbus</i>	0	0	4	28	48
<i>Ptilinopus magnificus</i>	0	1	34	16	38
<i>Ducula spilorrhoa</i>	0	0	10	14	50
<i>Columba leucomela</i>	0	0	27	38	16
<i>Macropygia amboinensis</i>	0	0	0	0	66

Uma apreciação ampla sobre o impacto da exploração sobre a fauna de florestas tropicais pode ser encontrada em JOHNS (1992).

Segundo HEYDON & BULLOH (1997), as investigações sobre o impacto da exploração madeireira sobre vertebrados, em florestas tropicais, têm sido concentradas em grupos mais fáceis de serem observados: primatas e aves. As pesquisas têm revelado que espécies animais especialistas de clareiras ou de borda beneficiam-se da exploração seletiva, mas as espécies de espaço de vida restrito à floresta climax freqüentemente declinam em densidade, ou tomam-se localmente extintas.

Como exemplo, CROME (1991) verificou existirem dois grupos de morcegos insetívoros na floresta tropical úmida de Queensland, Austrália: um utiliza as clareiras produzidas pela exploração madeireira, e o outro as áreas de floresta fechada. Cada grupo tem característica própria de voo (determinada pela morfologia das asas) vantajosa para utilizar seu espaço. Em um manejo para usos múltiplos, áreas sem exploração madeireira são vitais para a conservação do grupo de morcegos da floresta madura.

3. MEDIDAS PARA MITIGAR DANOS AMBIENTAIS EM FLORESTAS MANEJADAS

Este capítulo adota, como estrutura, as três categorias de ações propostas por SAYER et al. (1995), para incentivar a biodiversidade em florestas tropicais:

- *áreas protegidas*: áreas florestadas de grande extensão são colocadas à parte da produção florestal, com o fim de conservar ecossistemas inteiros.
- *refúgios dentro de florestas exploradas*: áreas pequenas são mantidas intocadas, dentro de florestas em exploração, para favorecer espécies típicas da floresta primária, as quais talvez possam, futuramente, re-colonizar áreas exploradas vizinhas.
- *exploração florestal de baixo impacto*: a redução dos danos à estrutura da floresta e, portanto, possivelmente, à sua biodiversidade, pode ser alcançada pelo decréscimo da intensidade da colheita de madeira e pelo aprimoramento das práticas de exploração.

Sugere-se uma linha adicional de ações, voltada a valorização de espécies reconhecidamente importantes para a fauna. Isto implica, basicamente, que elas sejam mantidas por ocasião dos tramentos silviculturais.

A dimensão da reabilitação da biodiversidade nas florestas manejadas é, ainda, um assunto aberto (BOYLE & SAYER, 1995).

3.1. Áreas protegidas

Um empreendimento empresarial dedicado ao manejo de florestas tropicais para produção de madeiras detém áreas extensas, sendo comuns valores de algumas centenas de milhares de hectares. A instalação de uma rede de unidades de conservação extensas constitui a solução técnica para proteger espécies e outros valores das florestas. As iniciativas para estes fins partem, comumente, do poder público, e são extremamente valiosas, mesmo existindo sob dificuldades bem conhecidas.

3.2. Refúgios em áreas sob manejo florestal

Idealmente, espera-se que pequenas áreas intocadas (refúgios), em meio a floresta manejada, mantenham apenas parte de espécies da floresta primária e que estas, futuramente, voltem a habitar áreas exploradas vizinhas. No momento, há mais evidências favoráveis à fase de manutenção das espécies, comparativamente à fase de re-colonização. Há mais informações, também, para subsidiar o planejamento de refúgios para cumprir a fase de manutenção. Os refúgios, como outras ilhas de

vegetação madura em grandes áreas perturbadas, devem ser planejados como uma rede, e não individualmente.

A legislação brasileira favorece a implantação de refúgios, pela figura de áreas de preservação permanente. Seria ideal prevê-los como uma diretriz voluntária de conservação ambiental em florestas manejadas, pois áreas de preservação permanente podem ter superfície insuficiente ou distribuição espacial inadequada.

3.3. Exploração florestal de baixo impacto

Em geral, há dois modos de reduzir o impacto da exploração sobre a floresta: diminuindo o número de árvores extraídas por hectare, e mudando as práticas de construção de estradas, demubada, arraste de toras, etc. Embora não haja demonstração clara de efeitos sobre a biodiversidade, parece razoável assumir que a minimização de mudanças na estrutura da floresta favorece a manutenção de sua diversidade (SAYER et al., 1995).

No âmbito das empresas a exploração de baixo impacto ("Reduced-Impact Logging" - RIL) é a principal ação em curso voltada ao melhoramento ambiental do manejo florestal; todavia, sua difusão é ainda limitada.

A difusão recente do RIL nas empresas decorre, principalmente, de sua exigência pelas diretrizes da International Tropical Timber Organization - ITTO para o manejo sustentável, a partir de 1990. As mudanças introduzidas pelo RIL são muitas, mas não necessariamente inéditas. Elas estendem-se desde a demubada orientada das árvores até a sensibilização dos operadores de máquinas quanto a questão ambiental, e podem ser apreciadas em HEINRICH (1995), BERTAULT & SIST (1995), PINARD et al. (1995) e CROME et al. (1992). As tabelas 7 e 8 evidenciam a redução de danos.

TABELA 7. Volumes de madeiras extraídos e danos da exploração em Sabah, Malásia. Valores médios e desvios padrão (SD) de quatro unidades de exploração em cada método. Fonte: PINARD et al. (1995).

	Método de exploração			
	Convencional		Baixo Impacto	
	Média	SD	Média	SD
Árvores extraídas por hectare	13,6	2,7	8,8	3,6
Volume de madeira extraído (m ³ /ha)	152	23	103	5,4
Proporção da área com perturbação no solo (%)	17	2	7	3
Densidade de picadas de arraste (m/ha)	199	36	67	26
Árvores mortas (5 a 60 cm de DAP durante a exploração (%))	41	11	15	7
Árvores/ha de dipterocarpáceas sem danos (DAP de 5 a 20 cm)	49	24	104	62

TABELA 8. Impactos (%) sobre a floresta. Kalimantan, Indonésia. n = árvores extraídas/ha. E = diâmetro mínimo de corte. CNV = método convencional de exploração. RIL = método de exploração de impacto reduzido. Fonte: BERTAULT & SIST (1995).

Tipos de Exploração	Árvores ≥ 10 cm DAP			Varas (2-9,9 cm)			Área perturbada		
	Feridas	Mortas	Total	Feridas	Mortas	Total	Pela Derrubada	Pelo Arraste	Total
Pesada (n=15), sem controle das atividades.									
E ≥ 50 cm	29	27,1	56,1	14	34,2	48,2	26,5	26	41,5
CNV (n = 8-10)	24,9	19,7	44,5	8,7	30,6	39,3	12,9	27,8	36,6
RIL (n = 8-10; E ≥ 50 cm)	15,4	12,2	27,6	6,9	23,3	30,2	16,4	13,9	28,4

3.4 Tratamentos silviculturais

Algumas plantas da floresta têm papel saliente para a manutenção da fauna, e poderiam ser consideradas "espécies desejáveis ambientalmente". Todavia, elas não são valorizadas, ou são consideradas nocivas às espécies madeireiras comerciais, sendo eliminadas nos tratamentos silviculturais. Como rara exceção, PINARD et al. (1995) citam que, em área experimental de RIL, espécies de *Ficus*, e poucas outras, relevantes para fauna, são protegidas durante o corte de cipós.

Há necessidade de identificar as espécies importantes para cada grupo animal em cada local. Os conceitos de "keystone plant" (TERBORGH, 1986) e de "pivotal species" (CROME, 1991) constituem orientações para a seleção.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A realização de atividades mitigadoras dos danos ambientais nas florestas tropicais exploradas requer, como âncora econômica, que as florestas sejam, efetivamente, manejadas para a produção continuada de madeiras. Dentro de limites (ditados pela fragmentação do ecossistema, por exemplo), conhecimentos técnicos existem em quantidade e qualidade razoáveis para orientar tanto a sustentabilidade da produção como a conservação, mas são aplicados hoje em escala ínfima, em todo o mundo. As medidas de conservação, por sua especificidade, devem ser exercidas por profissionais apropriados, e eles deverão estar presentes inclusive no âmbito das atividades a cargo das empresas. A convivência estreita de profissionais ligados às áreas de produção e de conservação deverá ser um indicador de empreendimentos com efetivação do manejo sustentável.

A reabilitação efetiva dos danos ambientais causados pelo manejo para produção florestal requer que os eles, inicialmente, sejam bem conhecidos. Nenhuma instituição de pesquisa no Brasil - país detentor da maior área de florestas tropicais do mundo - realiza tais investigações de modo notável. Para serem aplicáveis, é essencial que elas sejam realizadas em condições reais de campo. Ulu Segama Forest Reserve, na Malásia, é aparentemente é o local com mais tradição em pesquisas deste tipo (HEYDON & BULLOH, 1997), pelo que pode ser tomado como um ponto de referência inicial.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APPANAH, S.; WEINLAND, G. The management systems for hill dipterocarp forest, stand up? **Journal of Tropical Forest Science**, Kepong, v.3, n.2, p.140-158, 1990.
- BERTAULT, J.G.; DUPUY, B.; MAITRE, H.F. Silviculture for sustainable management of tropical moist forest. **Unasyuva**, Rome, v.46, n.41, p.3-9, 1995.
- BERTAULT, J-G.; SIST, P. Impact de l'exploitation en forêt naturelle. **Bois et Forêts de Tropiques**, Nogent-sur-Mame, n.245, p.5-14, 1995.
- BOYLE, T.J.B.; SAYER, J.A. Measuring, monitoring and conserving biodiversity in managed tropical forests. **Commonwealth Forestry Review**, Oxford, v.74, n.1, p.20-25, 1995.
- CROME, F.H.J. Wildlife conservation and rain forest management: examples from north east Queensland. In: GOMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. ed. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO / Casterton Hall: Parthenon, 1991. p.407-418.
- CROME F.H.J.; MOORE, L.A.; RICHARDS, G.C. A study of logging damage in upland rainforest in north Queensland. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.49, n.1, p.1-29, 1992.
- ESTÈVE, J. La destruction du couvert forestier consécutive a l'exploitation forestière de bois d'oeuvre en forêt dense tropicale humide africaine ou américaine. **Bois et Forêts de Tropiques**, Nogent-sur-Mame, n.201, p.77-84, 1983.
- EWEL, J.; CONDE, L. **Potential ecologic impact of increased intensity of tropical forest utilization**. Gainesville: University of Florida, 1976. 115p.

- GÓMEZ-POMPA, A.; BURLEY, F.W. The management of natural tropical forests. In: GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. ed. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO / Casterton Hall: Parthenon, 1991. p.3-18.
- GUARIGATA, M.R.; DUPUY, M. Forest regeneration in abandoned logging roads in lowland Costa Rica. **Biotropica**, Washington, v.29, n.1, p.15-28, 1997.
- HEINRICH, R. Environmentally sound harvesting to sustain tropical forests. **Commonwealth Forestry Review**, Oxford, v.74, n.3, p.198-203, 1995.
- HEYDON, M.J.; BULLOH, P. Mousedeer densities in tropical rainforest : the impact of selective logging. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.34, n.2, p.484-496, 1997.
- HIGUCHI, N. Utilização e manejo dos recursos madeiros das florestas tropicais úmidas. **Acta Amazonica**, Manaus, v.24, n.3-4, 1994.
- HUTCHINSON, I. D. The management of humid tropical forests to produce wood. In: FIGUEROA, C.; WADSWORTH, F.H.; BRANHAM, S. ed. **Management of the forests of tropical America**. Rio Piedras: Institute of Tropical Forestry, 1987. p.121-155.
- HUTCHINSON, I.D. **Puntos de partida y muestreo diagnóstico para la silvicultura de bosques naturales del trópico húmedo**. Turrialba: CATIE, 1993. 31p. (CATIE. Colección Silvicultura Y Manejo de Bosques Tropicales, 7).
- JOHNS, A.D. Species conservation in managed tropical forests. In: WHITMORE, T.C.; SAYER, J.A., ed. **Tropical deforestation and species extinction**. London : Chapman and Hall, 1992. p.15-53.
- JONKERS, W.B.J. **Vegetation structure, logging damage and silviculture in a tropical rain forest in Suriname**. Wageningen: Agricultural University, 1987. 172p.
- KAMARUZAMAN, J. Estimation of rate of recovery of disturbed soils from ground-based logging in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Forest Science**, Kepong, v.9, n.1, p.88-100, 1997.
- MALMER, A.; GRIP, H. Soil disturbance and loss of infiltrability caused by mechanized and manual extraction of tropical rainforest in Sabah, Malaysia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 38, n. 1-2, p.1-12, 1990.
- PINARD, M.A.; PUTZ, F.E.; TAY, J.; SULLIVAN, T.E. Creating timber harvest guidelines for a reduced-impact logging project in Malaysia. **Journal of Forestry**, Bethesda, v. 43, n.10, p.41-45, 1995.
- SAYER, J.A.; ZUIDEMA, P.A.; RIJKS, M.H. Managing for biodiversity in humid tropical forests. **Commonwealth Forestry Review**, Oxford, v.74, n.4, p.282-287, 1995.
- SCHMIDT, R.C. Tropical rain forest management : a status report. In: GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. ed. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO / Casterton Hall: Parthenon, 1991. p.181-207.
- SILVA, J.N.M. A experiência do manejo sob rendimento sustentado em florestas tropicais úmidas. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7., Curitiba, 1993. **Anais**; v.3. São Paulo, Sociedade Brasileira de Silvicultura/Sociedade Brasileira de Engenheiros Florestais, 1993, p.202-206.
- SILVA, J.N.M. **Manejo florestal**. Brasília: EMBRAPA-SPI, 1996. 46p.
- TERBORGH, J. Keystone plant resources in the tropical forest. In: SOULÉ, M.E., ed. **Conservation biology : the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer Associates, 1986. p.330-343.
- TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest : a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.33, n.2, p.200-209, 1996.
- WHITMAN, A. A.; BROKAW, N.V. L.; HAGAN, J.H. Forest damage caused by selection logging of mahogany (*Swietenia macrophylla*) in northern Belize. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.92, p.87-96, 1997.

WHITMORE, T.C.; SAYER, J.A. Deforestation and species extinction in tropical moist forests. In:
WHITMORE, T.C.; SAYER, J.A., ed. **Tropical deforestation and species extinction**. London :
Chapman and Hall, 1992. p.1-14.