

**ECOLOGIA
E MANEJO
DE CIPÓS
NA AMAZÔNIA
ORIENTAL**

Organizadores

Edson Vidal

Jeffrey J. Gerwing

Tradução:
Glaucia Barreto

Revisão de texto:
Lize Barmann
Tatiana Corrêa Veríssimo

Foto da capa:
Edson Vidal

Editoração eletrônica e capa:
Andréa Pinheiro

Ecologia e Manejo de Cipós na Amazônia Oriental. 2003. E.
Vidal & J.J. Gerwing (organizadores); Belém: Imazon 2003

141 p.

ISBN: 85-86212-12-1

1. Cipós. 2. Amazônia brasileira. 3. Corte de cipós. 4.
Impactos do corte de cipós. 5. Clareiras. 6. Regeneração. 7.
Tratamentos silviculturais. 8. Índice de Área Foliar. 9.
Alometria. 10. Biomassa. 11. Estratégias de vida natural. 12.
Ecologia e manejo florestal.

Imazon
Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia
Caixa Postal 5101. Belém, Pará. CEP 66613-397
Tel.: (91) 235-4214
Fax: (91) 235-0122
imazon@imazon.org.br
<http://www.imazon.org.br>

*Os dados e as opiniões expressas neste trabalho são de responsabilidade dos autores e não
refletem necessariamente a opinião dos financiadores deste estudo.*

PREFÁCIO

Os cipós são plantas que começam suas vidas como plântulas terrestres, mas que dependem de suporte externo para alcançar uma altura apreciável. Os cipós ocorrem em florestas em todo o mundo, porém alcançam sua maior abundância e diversidade de espécies nas florestas tropicais, onde exercem papéis importantes no ecossistema. Muitas espécies de cipó, por exemplo, produzem flores grandes e vistosas que proporcionam néctar e pólen para insetos, aves e morcegos. Os cipós também podem proporcionar vias de locomoção entre as copas para animais arbóreos, tais como macacos e preguiças. Além da sua importância ecológica, os cipós também possuem importância econômica. Algumas espécies de cipó (como, por exemplo, os *rattans*) são coletadas e vendidas para a indústria de móveis, enquanto outras são coletadas para uso medicinal. Entretanto, nas florestas manejadas para extração de madeira, os cipós geralmente são considerados pragas, porque podem dificultar tanto a extração madeireira como a silvicultura. Embora muitos profissionais na área de manejo de florestas tropicais reconheçam que o manejo de cipós deva ser considerado em qualquer plano silvicultural, até agora, poucas informações acerca da ecologia e manejo de cipós foram publicadas para ajudar os gerentes florestais na tomada de decisões sobre tratamentos silviculturais. A meta deste livro é oferecer um recurso tanto para gerentes florestais como para acadêmicos interessados na ecologia e manejo de cipós.

CIPÓS NO MANEJO FLORESTAL

Os cipós freqüentemente interligam as copas de árvores vizinhas. Assim, quando uma única árvore é derrubada, o entrelaçamento dos cipós pode resultar em danos às árvores vizinhas. Uma solução proposta para esse problema é o corte de cipós antes da extração. O primeiro capítulo deste livro examina essa prática através da quantificação do número médio de conexões de cipós entre as árvores do dossel, da avaliação do dano às copas causado pela derrubada das árvores com e sem cipós e da estimativa dos custos do corte de cipós para florestas com diferentes densidades de cipós. Muitas florestas tropicais manejadas para produção de madeira também têm a meta adicional de manejo para a conservação da biodiversidade. Assim, é importante entender os impactos potenciais dos tratamentos silviculturais propostos sobre a biodiversidade. O segundo capítulo avalia os impactos do corte de cipós sobre a diversidade e abundância de espécies de cipó oito anos após a condução do tratamento.

Além de dificultar as operações madeireiras, os cipós também podem exercer impactos negativos sobre o crescimento e regeneração das árvores. Uma vez

que competem com as árvores na busca por luz e água, os cipós podem atrasar o crescimento de suas árvores hospedeiras e aumentar as taxas de mortalidade entre as árvores. O capítulo três oferece testes da eficácia do corte de cipós e das queimadas prescritas como tratamentos silviculturais para aumentar o crescimento de árvores nas florestas em que os cipós se tornaram abundantes após a atividade de exploração madeireira. O capítulo quatro focaliza a regeneração de cipós nas clareiras produzidas pela extração madeireira. Tais clareiras proporcionam microambientes de alta iluminação solar que são importantes para a regeneração de espécies madeireiras. Entretanto, tais condições também são propícias para a proliferação de cipós que podem bloquear o estabelecimento e crescimento de plântulas. Nesse capítulo, Gerwing e Uhl avaliam os impactos do corte de cipós antes da extração de madeira sobre sua regeneração nas clareiras após a exploração.

Uma abordagem global do manejo de cipós deve ser baseada num entendimento global da sua ecologia. Por exemplo, os cipós não são distribuídos uniformemente por toda a paisagem. Ao contrário, muitas vezes a abundância de cipós encontra-se agrupada e inversamente relacionada à estatura da floresta (ver capítulo 5). O entendimento dos padrões de distribuição dos cipós auxiliará os gerentes florestais na indicação de diferentes protocolos de manejo de cipós para os diferentes tipos de floresta. Apesar de compartilharem uma forma de crescimento semelhante, os cipós diferem consideravelmente entre si na capacidade de regeneração através de meios sexuais e assexuados (ver capítulo 6). A compreensão dessas diferenças ajudará os gerentes florestais e ecologistas na previsão das mudanças de longo prazo na abundância de cipós, resultantes da extração madeireira e das intervenções silviculturais.

ÁREA DE ESTUDO

A maioria dos estudos contidos neste livro foi conduzida num talhão de 210 ha de floresta nativa que não apresentava nenhuma evidência de ocorrência anterior de exploração ou fogo. Essa área localiza-se 30 km a sudeste da cidade de Paragominas, Pará. (3°S 50°W). As florestas da região são perenes e recebem 1.700 mm de chuvas anualmente, que ocorrem principalmente de dezembro a maio. Durante o resto do ano, a média mensal de chuvas é de aproximadamente 40 mm. As florestas na área de estudo são mosaicos de florestas que diferem na estatura, biomassa e abundância de cipós (Gerwing & Farias 2000).

As florestas de estatura alta contêm árvores com altura de 25 m a 40 m e cipós infreqüentes. A altura do dossel da floresta de estatura média varia de 15 m a 25 m, e a densidade de cipós escandentes é cerca de 2.500 indivíduos/ha. Nas zonas de floresta de estatura baixa, a altura do dossel é inferior ou igual

a 15 m e a densidade de cipós é cerca de 5.500 indivíduos/ha. Antes da exploração de madeira, a floresta intacta na área de estudo consistia de 18% de floresta alta, 46% de floresta média, 28% de floresta baixa e 8% de clareiras de queda natural de árvores, o que resultava numa biomassa viva total média acima do solo de 414 t/ha (Gerwing & Farias 2000). Os solos da região são do tipo latossolos amarelos. Outras áreas de estudo incluídas em alguns dos estudos contidos neste livro serão descritas individualmente em cada capítulo.

A exploração de baixa intensidade começou em Paragominas no início dos anos 1970, quando várias empresas extraíam poucas espécies de alto valor comercial. Durante os anos 1980, a produção de madeira cresceu rapidamente. O mercado de madeira comercial se expandiu para incluir cerca de cem espécies, e o número de serrarias cresceu para mais de duzentas, época em que Paragominas se tornou o centro mais importante de produção de madeira em toda a Amazônia (Veríssimo *et al.* 1992). Hoje, níveis altos de exploração têm resultado na falta de madeira local, forçando as serrarias a fecharem suas portas; aquelas que permanecem transportam toras de florestas distantes mais de 200 km (Veríssimo *et al.* 2002). Nessa paisagem, há muito pouco deixado no rastro desse rápido crescimento da atividade madeireira que não tenha sido severamente afetado pelos agentes antrópicos. Por exemplo, apesar de uma imagem do satélite LandsatTM do ano de 1991 ter classificado cerca de 60% dessa região ao redor de Paragominas como florestas, somente 6% ainda não haviam sido explorados ou queimados (Nepstad *et al.* 1999).

PÚBLICO ALVO DESTE LIVRO

Nossa meta principal foi produzir uma coleção de estudos que poderia proporcionar a base para estudos adicionais da ecologia e manejo de cipós. Assim, nosso público alvo é composto de alunos, professores e pesquisadores interessados na ecologia e no manejo de florestas. A maioria dos capítulos deste livro já foi publicada como trabalhos de pesquisa em periódicos de língua inglesa avaliados por peritos. Eles são apresentados aqui com algumas revisões para fins de resumo, mas com a sua estrutura (Apresentação, Métodos, Resultados e Discussão) intacta para que o leitor possa avaliar por conta própria os méritos relativos de cada estudo. No capítulo sete, fornecemos uma síntese de algumas das principais constatações dos estudos na medida em que estas se relacionam especificamente ao manejo florestal. Esperamos que muitas das informações contidas nestas páginas possam interessar àqueles que estão atuando efetivamente no manejo florestal.

Os Organizadores

SUMÁRIO

Prefácio	3
Lista de Autores	9
Capítulo 1	
Manejo de Cipós para a Redução do Impacto da Exploração Madeireira na Amazônia Oriental	11
Capítulo 2	
Abundância e Diversidade de Espécies de Cipó Oito Anos após seu Corte e Exploração de Madeira numa Floresta na Amazônia Oriental	25
Capítulo 3	
Impactos do Corte de Cipós antes da Exploração de Madeira na sua Regeneração em Clareiras de Exploração na Amazônia Oriental	35
Capítulo 4	
Corte de Cipós e Queimada Controlada como Tratamentos Silviculturais em uma Floresta Explorada na Amazônia Oriental	57
Capítulo 5	
Estimativa de Biomassa Florestal Total a partir da Abundância de Cipós e Estatura da Floresta na Amazônia Oriental	81
Capítulo 6	
A Diversidade de Histórias de Vida Natural entre Seis Espécies de Cipó do Dossel em uma Floresta Nativa na Amazônia Oriental	93
Capítulo 7	
Ecologia e Manejo de Cipós na Amazônia	121
Agradecimentos	131
Referências	133

LISTA DE AUTORES EM ORDEM ALFABÉTICA

Christopher Uhl é Biólogo, PhD, Professor titular da Pennsylvania State University (EUA) e Colaborador do Imazon.

Damião Farias é Assistente de Campo do Imazon.

Edson Vidal é Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental, Pesquisador e Vice-Secretário Executivo do Imazon.

Jeffrey J. Gerwing é Biólogo, PhD, Professor da Portland State University (EUA) e Colaborador do Imazon.

Jennifer S. Johns é Bióloga, PhD, Professora do Linfield College (EUA).

Paulo Barreto é Engenheiro Florestal, M.Sc. em Ciências Florestais, Pesquisador e Secretário Executivo do Imazon.

**ECOLOGIA
E MANEJO
DE CIPÓS
NA AMAZÔNIA
ORIENTAL**

capítulo 1

MANEJO DE CIPÓS PARA REDUÇÃO DO IMPACTO DA EXPLORAÇÃO MADEIREIRA NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Edson Vidal, Jennifer Johns, Jeffrey J. Gerwing,
Paulo Barreto, Christopher Uhl

RESUMO

Os cipós que interconectam as copas das árvores da floresta tropical aumentam os danos causados às árvores vizinhas quando uma árvore é derrubada durante a exploração seletiva de madeira. Isso resulta em clareiras maiores e pode prejudicar as futuras explorações madeireiras. Para evitar esse problema, o corte de cipós antes da extração de madeira é recomendado como uma técnica de manejo florestal. Entretanto, até o momento, existem poucas informações sobre os impactos econômicos e ecológicos do corte de cipós no manejo de floresta tropical.

Neste estudo, determinamos a composição, a densidade de indivíduos e a capacidade de rebrotação de diferentes espécies de cipó após o seu corte. Além disso, determinamos o grau de encadeamento dos cipós nas copas das árvores e a quantidade de danos associados à queda das árvores interligadas por cipós. Finalmente, calculamos os custos do corte de cipós como uma técnica de manejo florestal.

Verificamos que a densidade de cipós diferia entre as classes de estatura da floresta, sendo três vezes maior na floresta baixa (floresta jovem) que na floresta alta (floresta madura). Encontramos 63 espécies de cipó em dois transectos de 2 m x 1.400 m. O grau de rebrotação entre as espécies mais comuns diferiu significativamente após o corte. Em geral, os cipós interligavam cada árvore com a copa de três a nove outras árvores vizinhas. As árvores derrubadas que possuíam muitas ligações de cipós criaram clareiras duas vezes maiores que aquelas criadas pela queda de árvores sem cipós.

Embora o corte de cipós antes da extração de madeira possa reduzir os danos da exploração, o seu custo é, em média, aproximadamente US\$ 16 por ha. Isso equivale a 8% do lucro de uma exploração de madeira típica na região. Entretanto, esses custos poderiam ser reduzidos se prescrições específicas de corte para cada espécie de cipó fossem desenvolvidas. Isso reduziria o número total de indivíduos a serem cortados, já que apenas as espécies de cipó agressivas, que poderiam causar problemas silviculturais, sofreriam o corte.

INTRODUÇÃO

A exploração de madeira nas florestas tropicais é freqüentemente dificultada pela presença de cipós. Derrubar árvores interligadas por cipós pode danificar as árvores vizinhas e criar clareiras grandes (Fox 1968, Appanah e Putz 1984). Além disso, muitas espécies de cipó desenvolvem mecanismos para sobreviver a sérios danos em seu caule (Fisher e Ewers 1989). Os cipós que caem com as copas das árvores derrubadas freqüentemente rebrotam e rapidamente recolonizam a floresta ao redor. Pesquisadores na Malásia observaram que, vários anos após a exploração, mais da metade das árvores grandes remanescentes haviam sido infestadas por cipós (Pinard e Putz 1994). Para evitar que isso aconteça, recomenda-se o corte de cipós antes da exploração como uma técnica de manejo da floresta tropical (Putz 1991). Quando o corte de cipós é feito um ou dois anos antes da exploração madeireira, estes estarão decompostos ou bastante enfraquecidos no ano da exploração. Dessa maneira, o dano que normalmente resultaria da conexão de cipós entre a árvore derrubada e as árvores vizinhas seria menor (Fox 1968, Appanah e Putz 1984). Apesar dessa constatação, há pouca informação publicada sobre os impactos econômicos e ecológicos do corte de cipós no manejo de floresta natural (Ver Liew 1973).

Cerca de 40% da madeira em tora extraída anualmente na Amazônia vem do Estado do Pará (Lentini *et al.* 2003). Embora a extração de madeira nessa região seja seletiva – com apenas poucas árvores extraídas por hectare (3 a 10) –, os procedimentos de exploração são descuidados e causam danos extensos à floresta remanescente (Uhl *et al.* 1991; Veríssimo *et al.* 1992). Dado que os cipós são geralmente abundantes nas florestas dessa região (Gentry 1991a), esforços no sentido de reduzir os danos provocados pela exploração madeireira requererão informações sobre a viabilidade econômica do corte de cipós antes da exploração, bem como sobre sua eficácia em reduzir os danos.

Os objetivos deste estudo são determinar: i) a abundância de cipós e a diversidade de espécies em uma floresta da Amazônia Oriental; ii) a reação dos cipós ao corte; iii) a extensão das ligações dos cipós entre as copas das árvores; iv) a extensão dos danos causados pela interligação das copas pelos cipós quando as árvores são derrubadas; e v) a viabilidade do corte de cipós como uma técnica de manejo florestal.

MÉTODOS

ABUNDÂNCIA, COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES E REBROTAÇÃO DOS CIPÓS

Caracterizamos a abundância de cipós na área de estudo estabelecendo 21 parcelas de 10 m x 20 m em cada classe de estatura da floresta (alta, média e

baixa). Em cada parcela, conferimos todos os cipós com diâmetro acima de 5 cm, medido à 1 metro de altura. Contamos os cipós com diâmetro entre 2 cm e 4,9 cm em subparcelas de 5 m x 20 m, enquanto os cipós com altura acima de 50 cm e diâmetro inferior a 2 cm foram contados em subparcelas de 1 m x 20 m.

Para estudar a composição de espécies e a reação dos cipós ao corte, identificamos, mapeamos e etiquetamos todos os cipós com no mínimo 1 cm de diâmetro em duas parcelas (2 m x 1.400 m) situadas aproximadamente a 400 m partindo do centro da área de estudo. Consideramos todos os cipós enraizados como indivíduos, muito embora seja provável que alguns caules fossem, de fato, partes de clones que estavam conectados abaixo do solo. Após o inventário, cortamos todos os cipós até a altura de 50 cm a partir da superfície do solo. Dezoito meses após o corte, realizamos um novo levantamento na área e registramos cada cipó morto rebrotado ou vivo não rebrotado.

CONEXÃO DE CIPÓS NAS COPAS E DANOS ASSOCIADOS A SUA PRESENÇA DURANTE A DERRUBADA DAS ÁRVORES

Para quantificar as interconexões de cipós nas copas das árvores, mapeamos todas as árvores com no mínimo 20 cm de DAP e todos os cipós com no mínimo 2 cm de diâmetro em três parcelas de 20 m x 50 m. Inicialmente, examinamos as árvores mapeadas para determinar o número de cipós que de fato subiam em cada árvore (isto é, o número de cipós que tinham aquela árvore como principal hospedeira). Em seguida, determinamos a extensão horizontal de cada cipó em determinada copa, anotando, em particular, o número de árvores vizinhas que o cipó colonizou. Para encontrar as conexões de cipós entre as copas das árvores, utilizamos binóculos e, quando necessário, subimos nas árvores usando equipamentos especiais de escalada. Quando um cipó ocorria na copa de uma árvore situada na parcela, sua extensão era totalmente medida, mesmo que avançasse para árvores fora dessa parcela.

Elaboramos a hipótese de que as árvores com grande quantidade de cipós em suas copas, quando derrubadas, causariam danos maiores às árvores vizinhas do que as árvores com poucos cipós. Para testar essa hipótese, selecionamos 15 árvores grandes de valor comercial, sendo 5 sem cipós conectados, 5 com três a cinco cipós conectados com árvores vizinhas e 5 com sete ou mais conexões. O número de conexões de cipós nas copas foi contado do chão com ajuda de um binóculo. As árvores estudadas mediam entre 60 cm e 90 cm de DAP e 30 m a 40 m de altura. Cada árvore era derrubada conforme a sua inclinação natural. Assim, pudemos avaliar os danos causados pelos cipós em suas copas.

Determinamos a abertura no dossel causada pela queda das árvores (clareira) colocando uma estaca aproximadamente no centro da clareira e medindo a

distância da estaca até a borda da clareira, em intervalos aproximados de 45°. Desenhamos a clareira em papel quadriculado medindo-a de acordo com a escala a fim de determinar a sua área.

Determinamos a zona de impacto de resíduos resultante da derrubada da árvore¹, a partir de 12 pontos marcados na árvore derrubada: determinamos 4 pontos no centro do toco e mais 4 no centro da copa. A partir desses pontos, na direção de ângulos de aproximadamente 0°, 60°, 120° e 180°, com uma fita métrica, medimos a zona de impacto em metros lineares. Os outros quatro pontos foram localizados a um e dois terços da extensão do tronco, sendo dois para a esquerda e dois para a direita. A partir desses pontos, medimos a zona de impacto. Calculamos, então, a média dessas medidas, que correspondeu à estimativa da zona afetada pela queda dos fragmentos de vegetação ao redor da árvore (Figura 1).

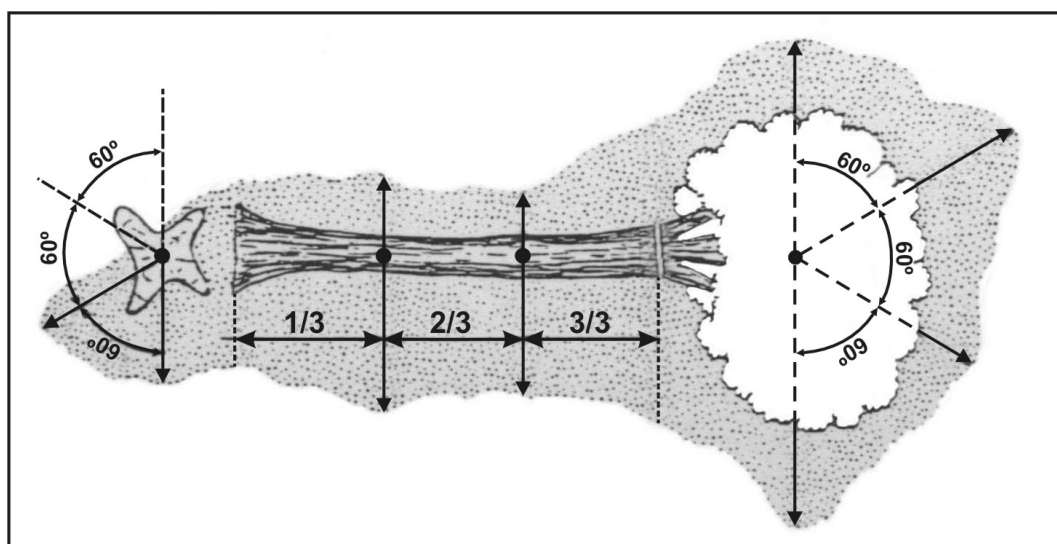


Figura 1: Método usado para estimar a zona afetada pela queda dos fragmentos de vegetação ao redor da árvore.

A VIABILIDADE ECONÔMICA DO CORTE DE CIPÓS NO MANEJO FLORESTAL

A decisão de cortar ou não os cipós será fortemente influenciada pelo custo e pela eficácia desse tratamento. Estimamos o custo do corte de cipós em dez parcelas de 50 m x 50 m dentro de cada classe de estatura da floresta, quantificando a relação entre a densidade de cipós e a época do seu corte. Estimamos a densidade de cipós caminhando em sete transectos paralelos ao longo de cada parcela de

¹ Distância compreendida entre a borda da árvore caída até a área de floresta circundante que foi coberta por galhos, troncos e outros fragmentos de vegetação caídos.

50 m x 50 m e contando o número de indivíduos, tocando-os com uma vara de 2 m de comprimento na posição vertical à 0,50 cm acima do solo.

O corte de cipós foi feito com ajudantes locais treinados para esse trabalho. Tais ajudantes saíram a cortar os cipós pela floresta sem saber se estavam cortando nas parcelas de interesse para esta avaliação. Registramos, então, o tempo gasto para cortar os cipós de cada parcela. Em seguida, determinamos o custo do corte multiplicando o tempo gasto pelo preço da diária na região.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

ABUNDÂNCIA, COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES E REBROTAÇÃO DOS CIPÓS

Estimamos a densidade de cipós na floresta estudada em 3.577 indivíduos/ha (acima de 0,5 m de altura). A densidade total de cipós na floresta baixa era aproximadamente três vezes maior (fase de sucessão inicial) que na floresta alta (fase madura) (Tabela 1). Essa diferença foi maior para os cipós com diâmetro entre 2 cm e 4,9 cm, os quais eram quase quatro vezes mais abundantes na floresta baixa quando comparados à floresta alta (910 indivíduos/ha *versus* 240 indivíduos/ha). A abundância de cipós com diâmetro superior a 5 cm na floresta baixa era mais que o dobro da encontrada na floresta alta.

Nos dois transectos de 2 m x 1.400 m cada, contamos e marcamos 1.872 indivíduos com diâmetro igual ou superior a 1 cm de 63 espécies (43 gêneros e 24 famílias) (ver Apêndice). As 11 espécies de cipó mais comuns representaram 55% do total de cipós.

Durante o segundo inventário (18 meses após o corte de cipós), localizamos 1.754 dos indivíduos marcados (94%); a maioria dos cipós que não puderam ser localizados foi enterrada sob árvores que caíram naturalmente. Dos 1.754 cipós localizados, 45% estavam mortos, 46% haviam rebrotado e 9% estavam vivos, mas não haviam rebrotado. Encontramos pelo menos um broto sobrevivente para todas as 63 espécies.

Das 11 espécies de cipó representadas por mais de 50 indivíduos nesses transectos, 2 rebrotaram significativamente com mais frequência que a média de rebrotação de todas as 11 espécies combinadas, enquanto 4 rebrotaram com menos frequência (Tabela 2). No caso das espécies com rebrotação frequente (*Memora schomburgkii*), 66% dos indivíduos rebrotaram. Dos cipós com rebrotação menos frequente (*Serjania tenuifolia*), somente 11% dos indivíduos cortados rebrotaram. Dadas essas diferenças na capacidade de rebrotação entre as espécies parece no mínimo plausível que o corte silvicultural de cipós pode alterar a abundância relativa das espécies através da seleção daquelas com maior capacidade de rebrotação.

Tabela 1. Densidade de cipós em três classes de tamanho e três classes de estatura da floresta em uma floresta tropical não explorada, no Estado do Pará. $n = 21$ parcelas por classe de estatura da floresta.^a

Classe tamanho	Classe de estatura	Indivíduos p/parcela ^b	(N.º/ha) ^c
≥ 50 cm altura a < 1,9 cm diâmetro	Alta	4,1 a (3,2) ^d	2.050
	Média	6,0 ab (3,2)	3.000
	Baixa	7,7 b (4,5)	3.850
2 cm - 4,9 cm diâmetro	Alta	2,4 a (2,4)	240
	Média	5,6 b (2,7)	560
	Baixa	9,1 c (5,0)	910
≥ 5,0 cm diâmetro	Toda a Floresta		556
	Alta	2,0 a (2,1)	100
	Média	4,8 b (3,9)	240
	Baixa	4,7 b (3,4)	235
	Toda a Floresta		194

^a Tamanhos das parcelas diferenciados por classe de tamanho dos cipós: 1 m x 20 m para a classe de tamanho menor; 5 m x 20 m para a classe de tamanho intermediário; e 10 m x 20 m para a classe de tamanho maior.

^b Valores em cada classe de tamanho seguidos por letras diferentes eram significativamente diferentes ($P < 0,05$; teste de Fisher).

^c Estimativas para toda a floresta são baseadas nas seguintes proporções de classes da floresta: floresta alta (18%); floresta média (46%); e floresta baixa (28%).

^d Valores entre parênteses representam desvio-padrão.

CONEXÃO DE CIPÓS ENTRE AS COPAS E DANOS ASSOCIADOS A SUA PRESENÇA DURANTE A DERRUBADA DAS ÁRVORES

Mapeando o solo e o espaço das copas ocupado por cipós em três parcelas de 20 m x 50 m, verificamos que, em média, árvores com DAP de no mínimo 20 cm eram hospedeiras primárias para 2,6 cipós (DP = 2,1; $n = 70$; intervalo de 0-8). Ou seja, cada árvore tinha, em média, de dois a três cipós que inicialmente se estabeleceram em suas copas e depois ramificaram para outras copas vizinhas. Verificamos também que cada cipó conectava, em média, a copa de 3,1 árvores vizinhas (DP = 2,0; $n = 119$; intervalo de 1-12). Com base nesses dois valores – o número médio de cipós (2,6) dos quais cada árvore era hospedeira primária e o número médio de copas conectadas por cipós (3,1) – concluímos que as conexões de cipós ligam, em média, a copa de três a nove árvores vizinhas.

Tabela 2. Número de indivíduos das 11 espécies de cipó mais comuns encontradas em duas parcelas de 2 m x 1.400 m que estavam mortos e rebrotados, ou vivos sem rebrotação 18 meses após o corte.

Espécies	<i>n</i>	Mortos	Rebrotados	Vivos	(χ^2) ^a	<i>P</i>
Rebrotação freqüente ^b						
<i>Memora schomburgkii</i>	182	48 (85,7)	121 (79,5)	13 (16,8)	39,03	0
<i>Connarus sp.</i>	113	33 (52,0)	71 (50,8)	9 (10,3)	15,17	0,0005
Rebrotação para os não-freqüentes						
<i>Derris floribunda</i>	110	77(47,6)	21 (52,7)	12 (9,8)	37,75	0
<i>Bauhinia guianensis</i>	87	60 (38,0)	26 (40,8)	1 (8,2)	24,44	0
<i>Serjania tenuifolia</i>	73	58 (31,7)	8 (34,7)	7 (6,6)	42,43	0
<i>Acacia multipinnata</i>	69	50 (30,2)	17 (32,4)	2 (6,4)	23,27	0
Média rebrotação						
<i>Memora flavida</i>	130	42 (59,7)	74 (58,8)	14 (11,5)	9,74	0,0077
<i>Clytostoma binatum</i>	101	35 (46,0)	50 (46,3)	16 (8,7)	9,12	0,0105
<i>Tetracera willenowiana</i>	58	22 (26,2)	31 (26,6)	5 (5,2)	1,42	0,4916
<i>Davilla rugosa</i>	52	30 (23,2)	20 (24,0)	2 (4,8)	4,32	0,1155
<i>Markea camponoti</i>	50	18 (22,6)	29 (22,9)	3 (4,5)	3,11	0,2110

^a Qui-quadrado testado para diferenças entre os valores observados e os valores estimados (em parênteses) dentro de cada espécie. Os valores estimados para cada espécie foram calculados removendo as espécies do total da amostragem de 1.754 indivíduos, calculando a porcentagem de indivíduos em cada categoria (morto e rebrotado e vivo sem rebrotação) para o restante da amostragem. O resultado da porcentagem foi então multiplicado pelo número de indivíduos das espécies que foram removidas do resultado da amostragem dos números estimados de indivíduos em cada categoria para esta espécie.

^b Aplicaram-se as correções de Bonferroni para os 11 testes qui-quadrado realizados e considerou-se um resultado significativo quando $P < 0,0045$.

O número de conexões de cipós entre uma árvore marcada para corte e as copas das árvores vizinhas influencia a quantidade de danos resultantes da derrubada. Em média, as clareiras criadas pela queda de árvores com muitas conexões de cipós (acima de sete) eram duas vezes maiores que as clareiras criadas pela queda de árvores com poucas (três a cinco) ou nenhuma conexão (Figura 2). Além disso, a zona de impacto dos resíduos resultante da derrubada da árvore cresceu com o aumento do número de conexões de cipós (Figura 3). A extensão dessa zona de impacto foi em média 1,8 m para as árvores com nenhuma conexão de cipós, 3,3 m para as árvores com poucas conexões e 6,3 m para aquelas com muitas conexões.

Esse aumento da área coberta por resíduos da extração pode diminuir as chances de regeneração dentro da clareira, devido ao esmagamento da regeneração que existia antes da sua formação.

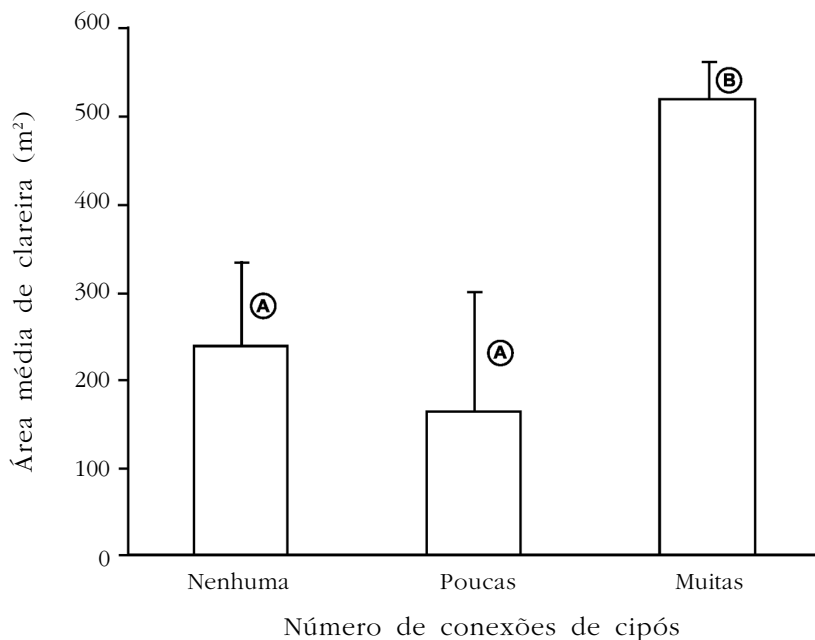


Figura 2. Área de clareira criada durante a queda das árvores com nenhuma conexão de cipós para as árvores vizinhas, poucas (três a cinco) conexões e muitas (mais de sete) conexões na Fazenda Agrosete, Paragominas, Pará. Os valores sem letras em comum são significativamente diferentes no nível de 5% (teste de Tukey).

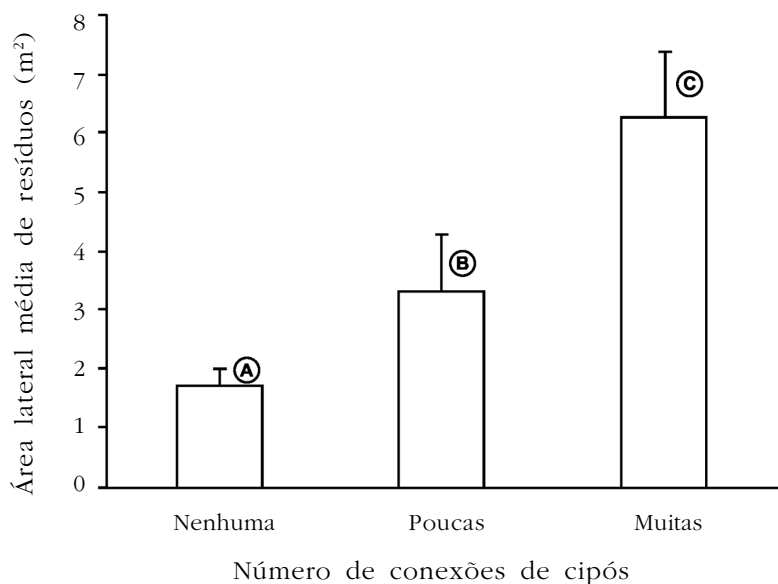


Figura 3. Área lateral coberta por resíduos a partir das bordas das árvores derrubadas com nenhuma conexão de cipós para árvores vizinhas, poucas conexões (três a cinco) e muitas conexões (mais de sete) na Fazenda Agrosete, Paragominas, Pará. Todos os três valores são significativamente diferentes no nível de 5% (teste de Tukey).

A VIABILIDADE ECONÔMICA DO CORTE DE CIPÓS COMO UMA TÉCNICA DE MANEJO FLORESTAL

Estimamos o custo do corte de cipós em parcelas de 0,25 ha situadas na floresta alta, média e baixa. O custo foi relacionado à densidade de cipós em cada fase da floresta, sendo mais alto na floresta baixa e mais baixo na floresta alta (Figura 4). Na floresta baixa, os cipós tocaram os 2 m da vara vertical de amostragem, em média, 403 vezes (DP = 90; intervalo de 293 - 573) sobre uma amostra total de 350 m de percurso (i.e., 7 transectos de 50 m). Na floresta de estatura média, a média de contatos foi 177 (DP = 23; intervalo de 144 - 220), enquanto na floresta alta foi 62 (DP = 23; intervalo de 31-103).

Por causa da abundância de cipós nas zonas de floresta baixa, o tempo gasto para o seu corte foi maior (média de 4,7 horas por parcela de 0,25 ha; DP = 1,9; intervalo de 2,1 - 4,7) do que na floresta média (2,1 horas por parcela de 0,25 ha). Conseqüentemente, o custo do corte de cipós (expresso em hectare) variou bastante entre as classes de estatura da floresta: de US\$ 6,50/ha para o corte de cipós nas parcelas de floresta alta a US\$ 28/ha para o corte de cipós nas parcelas de floresta baixa. No total, o custo do corte de cipós na área de estudo,

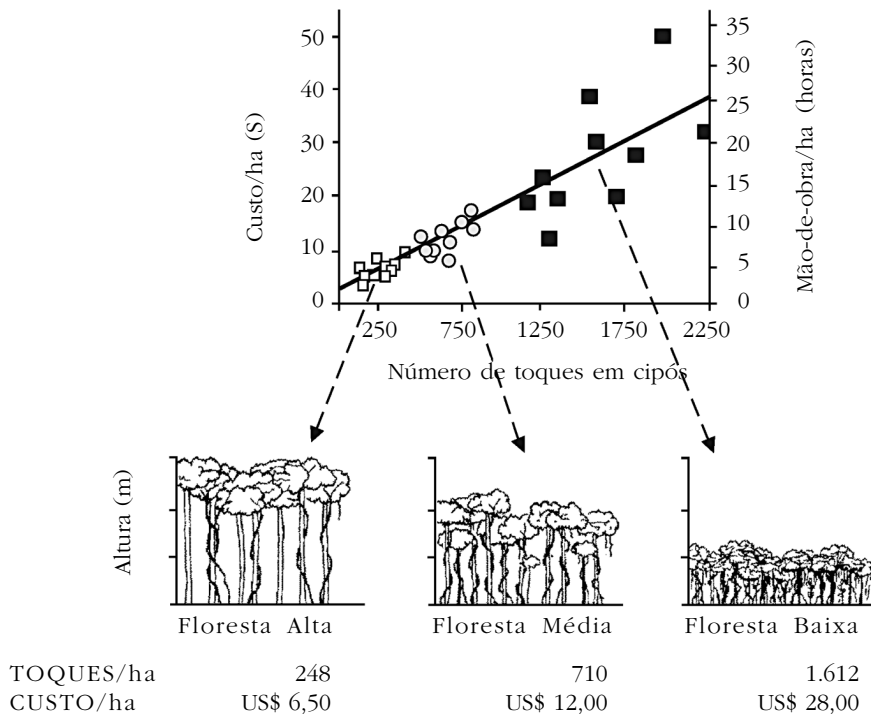


Figura 4. Relação entre o número de cipós encontrado nos 350 m de transecto em parcelas de 0,25 ha e o tempo gasto no corte desses cipós nessas parcelas, na Fazenda Agrosete, Paragominas, Pará.

que compreendia 18% de floresta alta, 46% de floresta intermediária e 28% de floresta baixa, foi de US\$ 16/ha (assumindo que não houve corte nos 8% de área de clareiras).

Esse custo resultaria numa redução de 8% nos lucros do madeireiro que só extrai madeira e de 1,7% nos lucros da empresa que extrai e processa a madeira (baseado em análises econômicas em Veríssimo *et al.* 1992). Um método para redução do custo total do corte de cipós seria o corte seletivo baseado nas características da espécie. Por exemplo, algumas espécies de cipó como aquelas com baixa resistência elástica poderiam não sofrer o corte, uma vez que quebrariam no momento da queda da árvore e não causariam danos às árvores vizinhas. Além dessas, as espécies de crescimento lento e as de sub-bosque que provavelmente não causarão problemas silviculturais na área de exploração futura e as espécies de cipó que produzem recursos (por exemplo, fruto e pólen) importantes para a fauna local também não sofreriam corte. Por outro lado, o corte de cipós poderia ser concentrado nas espécies agressivas, conhecidas por interconectarem muitas copas ou terem a capacidade de rebrotar vigorosamente dos indivíduos caídos e dominarem as clareiras da exploração. Embora esse tipo de corte específico para as espécies agressivas de cipó possa reduzir o número de indivíduos a serem cortados e, por conseguinte, diminuir o custo total do corte, isso requereria uma compreensão mais detalhada sobre a biologia de cada espécie.

CONCLUSÃO

O corte de cipós pode ter outros custos, como o impacto negativo à estrutura e função da floresta, que não foram considerados aqui. Por exemplo, os cipós possuem uma capacidade de conduzir água através de seus caules superior a dos caules das árvores de tamanho similar (Gartner *et al.* 1990). Dessa forma, os cipós podem desempenhar funções mais importantes no ciclo hídrico da floresta do que se poderia deduzir por sua pequena contribuição para a área basal total da floresta. Os cipós também servem como meio de transporte intercopas para os mamíferos arbóreos. Os impactos do corte de cipós nessas funções da floresta ainda não são conhecidos.

Os resultados deste estudo também indicam que o corte de cipós pode alterar a abundância relativa de espécies. Dado que existe pouco conhecimento sobre a ecologia dos cipós amazônicos, pode-se somente especular os impactos potenciais de tais alterações. Por exemplo, os frutos de algumas espécies de cipó são importantes componentes da alimentação de primatas (Peres 1993). Uma redução relativa das espécies que produzem frutos apetecíveis poderia, portanto, causar impactos negativos à população desses animais. Além disso,

algumas espécies de cipó têm importância etnobotânica (Paz y Mino *et al.* 1995). Três das espécies que raramente rebrotam (*Derris floribunda*, *Bauhinia guianensis* e *Serjania tenuifolia*; Tabela 2) são bastante utilizadas pelos moradores da floresta (Phillips 1991).

O corte de cipós é uma parte importante do manejo florestal para a produção de madeira, uma vez que essas plantas são comuns em muitas florestas tropicais. Na Malásia, por exemplo, o corte de cipós antes da extração é um recurso usado para reduzir os danos da exploração e sua proliferação após a exploração (Fox 1968, Appanah e Putz 1984). Nosso estudo mostra que o corte de cipós pode reduzir os danos associados à exploração de madeira na Amazônia Oriental. Isso não deve ser, no entanto, a última palavra em corte silvicultural de cipós na região amazônica. Uma compreensão maior sobre a biologia de espécies-chave de cipós (incluindo as espécies agressivas que podem representar obstáculos para a silvicultura) e outras espécies que podem proporcionar valiosos recursos para o homem e para a fauna da floresta permitiria o desenvolvimento de prescrições de corte para determinadas espécies. Essas prescrições reduziriam os efeitos silviculturais negativos nos cipós que, enquanto favorecedores das funções benéficas, são úteis na floresta.

APÊNDICE

As 62 espécies de cipó identificadas em dois transectos de 2 m x 1.400 m na Fazenda Agrosete, Paragominas, Pará; uma espécie não foi identificada.

Espécie	Família
<i>Philodendron solimoense</i> A.C. Smith	Araceae
<i>Adenocalima</i> sp.	Bignoniaceae
<i>Arrabidaea cinnamomea</i> (D.C.) Sandw	Bignoniaceae
<i>Arrabidaea trailii</i> Sprague	Bignoniaceae
<i>Clytostoma binatum</i> (Thumb.) Sandw	Bignoniaceae
<i>Memora flavida</i>	Bignoniaceae
<i>Memora schomburgkii</i> (D.C.) Miers	Bignoniaceae
<i>Paragonia pyramidata</i> (L.C. Rich) Bur	Bignoniaceae
<i>Stizophyllum riparium</i> (H.B.K.) Sandw	Bignoniaceae
<i>Tynnanthus pubescens</i> A. Gentry	Bignoniaceae
<i>Bauhinia coronata</i> Benth.	Caesalpiniaceae
<i>Bauhinia guianensis</i> Aubl	Caesalpiniaceae
<i>Bauhinia rutilans</i> Apr. ex Benth.	Caesalpiniaceae
<i>Bauhinia siqueiraei</i> Ducke	Caesalpiniaceae
<i>Senna quinquangulata</i> (Rich) I & B	Caesalpiniaceae
<i>Combretum latifolium</i> G. Don	Combretaceae
<i>Bernardinia fluminensis</i> (Gard) Planchon	Connaraceae
<i>Connarus</i> sp.	Connaraceae

Espécie	Família
<i>Maripa</i> sp.	Convolvulaceae
<i>Cayaponia duckei</i> Harms	Cucurbitaceae
<i>Gurana</i> sp.	Cucurbitaceae
<i>Davilla kunthii</i> ST. Hill.	Dilleniaceae
<i>Davilla rugosa</i> Poir	Dilleniaceae
<i>Doliocarpus dentatus</i> (Aubl) Standl	Dilleniaceae
<i>Tetracera willdenowiana</i> Steud.	Dilleniaceae
<i>Croton ascendens</i> R. Secco & N.A. Rosa	Euphorbiaceae
<i>Manihot leptophylla</i> Pax. et K. Hoff	Euphorbiaceae
<i>Manihot</i> sp.	Euphorbiaceae
<i>Dalbergia subeymosa</i> Ducke	Fabaceae
<i>Derris floribunda</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae
<i>Machaerium inundatum</i> (Mart.ex Benth.) Ducke	Fabaceae
<i>Machaerium ferox</i> (Mart. ex Benth.) Ducke	Fabaceae
<i>Vigna</i> sp.	Fabaceae
<i>Tontelea nectandrifolia</i> A.C. Smith	Hippocrateaceae
<i>Strychnos mitcherlichii</i> Rich. Schomb.	Loganiaceae
<i>Mascagnia anisopetala</i> (Adr. Juss) Griseb	Malpighiaceae
<i>Mascagna</i> sp.	Malpighiaceae
<i>Stigmaphyllon fulgens</i> (Lam.) Juss	Malpighiaceae
<i>Tetrapteryx acutifolia</i> Cav.	Malpighiaceae
<i>Tetrapteryx guilherminiana</i> Juss.	Malpighiaceae
<i>Curarea candicans</i> (L.C. Rich) Barneby & Krukoff	Menispermaceae
<i>Acacia alenquerensis</i> Huber	Mimosaceae
<i>Acacia multipinnata</i> Ducke	Mimosaceae
<i>Mimosa guilandinae</i> (DC) Barneby	Mimosaceae
<i>Passiflora coccinea</i> Aubl.	Passifloraceae
<i>Passiflora glandulosa</i> Cav.	Passifloraceae
<i>Piper vitaceum</i> Yuncker	Piperaceae
<i>Coccoloba obtusifolia</i> Jacq.	Polygonaceae
<i>Coccoloba excelsa</i> Benth	Polygonaceae
<i>Coccoloba parimensis</i> Benth	Polygonaceae
<i>Gouania pyrifolia</i> Reiss	Rhamnaceae
<i>Uncaria guianensis</i> (Aubl) Gmel	Rubiaceae
<i>Markea camponoti</i> Ducke	Sapindaceae
<i>Paullinia</i> sp.	Sapindaceae
<i>Paullinia</i> sp.	Sapindaceae
<i>Serjania obtusidentata</i> Radlk	Sapindaceae
<i>Serjania tenuifolia</i> Radlk	Sapindaceae
<i>Celtis iguanea</i> (Jacq) Sarg.	Umeaceae
<i>Cissus</i> sp. 1	Vitaceae
<i>Cissus</i> sp. 2	Vitaceae
<i>Cissus</i> sp. 3	Vitaceae

**ECOLOGIA
E MANEJO
DE CIPÓS
NA AMAZÔNIA
ORIENTAL**

capítulo 2

ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES DE CIPÓ OITO ANOS APÓS SEU CORTE E EXPLORAÇÃO DE MADEIRA NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Jeffrey J. Gerwing & Edson Vidal

RESUMO

A ocorrência de cipós é uma característica de muitas florestas tropicais. Essas plantas podem desempenhar múltiplas funções no ecossistema, assim como podem aumentar os danos da extração e retardar o crescimento das árvores. O corte de cipós antes da extração de madeira tem sido usado como uma ferramenta silvicultural para diminuir esses efeitos negativos. Avaliamos os efeitos do corte completo de cipós seguido de exploração madeireira de impacto reduzido sobre a abundância e a diversidade de espécies de cipó. Verificamos uma redução de 55% na densidade de cipós escandentes com diâmetro igual ou superior a 1 cm oito anos após o corte e seis anos após a exploração madeireira. A área basal de cipós, a biomassa acima do solo e o Índice de Área Foliar diminuíram em aproximadamente 85%. O rebrotamento do toco dos cipós após seu corte foi o principal modo de recrutamento. O corte de cipós e a exploração resultaram na redução de 14% no número de espécies dessa planta presentes numa amostra de 0,20 ha, porém, a curva cumulativa de espécies *versus* área sugeriu que essa porcentagem poderia ser reduzida se uma área maior fosse amostrada. Os resultados deste estudo sugerem que os benefícios silviculturais do corte completo de cipós – redução dos danos da exploração e aumento do crescimento das árvores após a exploração – precisam ser considerados em relação às perdas com a redução da diversidade de espécies de cipó e os possíveis efeitos no funcionamento do ecossistema florestal (por exemplo, redução na disponibilidade de frutos e flores), os quais podem persistir por longo tempo após o corte inicial.

INTRODUÇÃO

A conservação das florestas tropicais manejadas para a produção de madeira requer a compreensão dos efeitos da exploração e dos tratamentos silviculturais sobre a composição de espécies e estrutura da floresta, bem como sobre o funcionamento do ecossistema (Chazdon 1998). O cipó é uma forma de vida vegetal que pode ser particularmente afetada pela exploração e pelos tratamentos silviculturais. A presença de cipós é uma característica de muitas florestas tropicais

e, freqüentemente, eles proliferam nas florestas exploradas. Isso ocorre por causa da sua capacidade de rebrotar das partes dos indivíduos caídos com o dossel das árvores derrubadas e de crescer rapidamente em ambientes bem iluminados, proporcionados pelas clareiras de exploração (Appanah e Putz 1984, Putz 1984a).

A abundância de cipós reduz o valor silvicultural da floresta. O aumento da mortalidade de árvores e a deformação de seus caules têm sido associados à presença de cipós nas copas (Putz 1991). Os cipós também podem diminuir o crescimento e a fecundidade de suas árvores hospedeiras (Stevens 1987, Pérez-Salicrup e Barker 2000), além disso, as conexões de cipós entre as copas de árvores vizinhas podem aumentar os danos da exploração. Isso ocorre porque quando as árvores conectadas por cipós são derrubadas elas puxam para baixo ou quebram partes das copas das árvores adjacentes (Fox 1968, Appanah e Putz 1984, Vidal *et al.* 1997). Por essa razão, os cipós são freqüentemente considerados uma praga silvicultural, e o seu corte antes da extração de madeira é sugerido como um componente da exploração de impacto reduzido (Fox 1968, Liew 1973).

Por outro lado, a grande redução na abundância e diversidade de cipós – uma possibilidade após o corte completo de cipós antes da exploração – poderia reduzir o valor da floresta para conservação. Os cipós tipicamente representam 20% a 30% das espécies de plantas vasculares nas florestas neotropicais (Gentry e Dodson 1987, Gentry 1991a). Algumas dessas espécies produzem frutos e flores que são componentes importantes da alimentação de espécies de primatas, insetos e pássaros e servem como transporte intercopas, facilitando a movimentação de espécies arborícolas (Gentry 1991b, Peres 1993). Além disso, devido a sua extensa área foliar e capacidade de transportar água através do caule, os cipós podem desempenhar um papel mais importante no ciclo hídrico e no ciclo de nutrientes da floresta do que é deduzido por sua contribuição relativamente pequena para a área basal total da floresta (Ewers *et al.* 1991, Gartner 1991a, Restom e Nepstad 2001).

O desenvolvimento de uma estratégia eficiente de manejo de cipós nas florestas designadas para a produção de madeira e conservação depende da compreensão dos efeitos dos tratamentos silviculturais sobre a abundância e diversidade de espécies dessa planta. Neste estudo, procuramos avaliar os efeitos a médio prazo do corte de todos os cipós seguido de exploração de impacto reduzido sobre a abundância e diversidade de espécies de cipó.

MÉTODOS

Em fevereiro de 1991, estabelecemos uma parcela permanente de 2 m x 1.000 m próxima ao centro de uma área de 100 ha (no sítio de estudo de 210 ha), na qual medimos e marcamos com etiquetas todos os cipós escandentes

com diâmetro superior a 1 cm, medido à 1,3 cm acima do solo. Pelo fato de muitos cipós casualmente caírem das copas e enraizarem no chão, é quase sempre difícil encontrar seus pontos originais de enraizamento. Dessa maneira, incluímos todos os indivíduos cujo último ponto de enraizamento antes de elevarem-se para a copa estivesse dentro da parcela. Além disso, consideramos todos os cipós enraizados como “indivíduos”, mesmo que provavelmente alguns desses fossem de fato partes de clones que estavam conectados sob o solo. A identificação dos cipós foi feita por Nelson Rosa, um botânico com 20 anos de experiência de campo na Amazônia. Após esse inventário, durante março de 1991, cortamos os cipós até uma altura de 50 cm acima do solo.

Em outubro de 1993, exploramos a área de estudo utilizando técnicas de exploração de impacto reduzido. O objetivo dessa operação era minimizar os danos da exploração à floresta residual. Além do corte de cipós, outras técnicas empregadas incluíram: mapeamento da floresta, derrubada direcional e extração planejada das toras. Esses procedimentos resultaram em 10% menos perdas do dossel da floresta, na redução de aproximadamente 50% no tamanho médio das clareiras causadas pela queda das árvores e na redução de 40% nos danos às árvores com diâmetro igual ou superior a 10 cm – se comparados às operações de exploração típicas praticadas na região (Johns *et al.* 1996).

Realizamos um novo levantamento na parcela seis anos após a exploração. Durante a exploração, algumas partes da parcela foram afetadas pela derrubada das árvores e pelas trilhas de extração de toras, porém, nenhuma estrada ou pátio de estocagem de toras cruzou a parcela. O segundo inventário foi conduzido da mesma maneira que o levantamento feito antes da exploração, porém, acrescentamos informações sobre o modo de recrutamento de cada indivíduo encontrado (isto é, rebrotação do caule ou broto da raiz de um cipó cortado, recrutamento a partir da semente, ou indivíduos que não foram notados durante o corte de cipós). Em alguns casos foi necessário escavar o solo para saber se o cipó era realmente plântula com seu próprio sistema de raízes ou se era broto da raiz. Estimamos a biomassa acima do solo e a massa foliar dos cipós presentes antes e após a exploração usando equações de regressão alométricas apresentadas no capítulo 5 deste livro. O Índice de Área Foliar dos cipós foi estimado multiplicando-se a massa total de folhas pela razão entre a área foliar e a massa foliar dos cipós na área (Gerwing e Farias 2000).

RESULTADOS

Encontramos uma redução líquida de 14% no número de espécies de cipó presentes após o seu corte e exploração de madeira subsequente (80 espécies pré-exploração *versus* 69 pós-exploração). As curvas cumulativas de espécies

versus área revelaram que o levantamento feito após a exploração requeria uma área consistentemente maior para encontrar um número de espécies de cipó igual ao número encontrado antes da exploração (Figura 1).

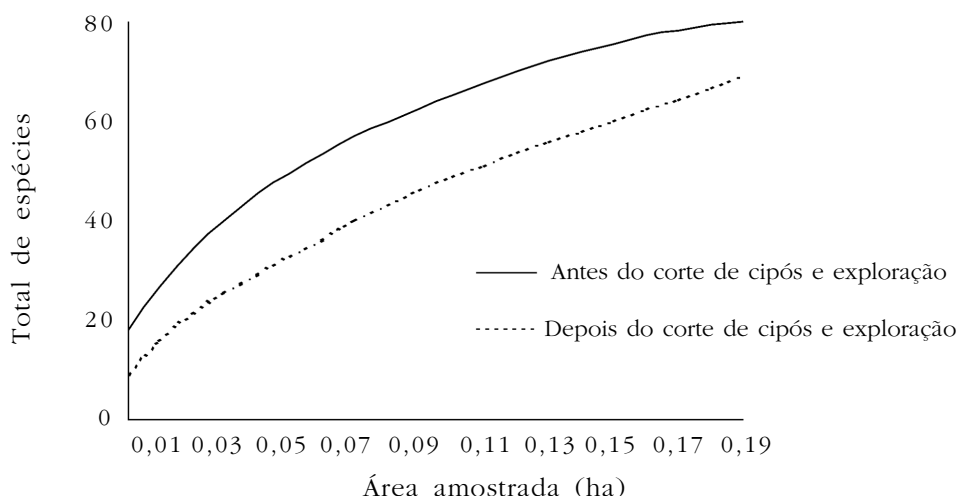


Figura 1. Número cumulativo de espécies de cipó *versus* área total amostrada numa parcela de 2 m x 1.000 m antes e oito anos após o corte de cipós e seis anos após exploração de impacto reduzido próximo de Paragominas, Pará. As curvas são as médias de 50 interações de uma reamostragem aleatória de 20 subparcelas criadas dividindo a parcela inteira em segmentos de 0,01 ha.

A análise dos inventários revela que as espécies que não eram comuns na área tinham maior probabilidade de desaparecer após o corte de cipós e exploração do que as espécies comuns. Em média, as espécies que não constavam no inventário pós-exploração possuíam inicialmente quantidades significativamente menores (média de 1,6 indivíduo por espécie, $n = 11$) que as espécies presentes no segundo inventário (média de 8,6 indivíduos por espécie, $n = 69$; teste Unicaudal de Mann-Whitney, $p = 0,001$). A proporção de espécies incomuns também variou entre os dois inventários. Antes do corte de cipós e da exploração, as espécies representadas por apenas um ou dois indivíduos na amostra total representaram 11% do total de indivíduos e 49% do total de espécies. Após a exploração, a contribuição das espécies incomuns aumentou para 32% do total de indivíduos e 70% do total de espécies.

Mais notável que as mudanças na diversidade foi a redução na abundância de cipós após o seu corte e exploração madeireira. Antes da exploração, a densidade de cipós escandentes com diâmetro superior a 1 cm era aproximadamente 2.500 indivíduos/ha. Oito anos após o corte de cipós e seis anos após a exploração, esse valor foi reduzido em 55% (Tabela 1). A redução foi mais dramática nos indivíduos nas classes de diâmetro grande (Figura 2) e resultou em uma redução superior a 80% na área basal de cipós, na biomassa acima do solo e no Índice de Área Foliar (Tabela 1).

Tabela 1. Diferentes medidas da abundância de cipós escandentes com diâmetro igual ou superior a 1 cm em uma parcela de 2 m x 1.000 m inventariada antes e seis anos depois da exploração de impacto reduzido com corte anterior de cipós próximo de Paragominas, Pará.

	Cipós antes da exploração	Cipós depois da exploração
Densidade (indivíduos/ha)	2.495	1.120
Área Basal (m ² /ha)	2,28	0,35
Biomassa Acima do Solo (t/ha)	45,8	6,2
Massa Foliar (t/ha)	3,9	0,7
Índice de Área Foliar (m ² /m)	3,3	0,6

A rebrotação dos tocos foi o principal modo de proliferação de cipós; 46% dos cipós cortados rebrotaram (Figura 2). Em contraste com a frequência de rebrotação, somente 14 plântulas foram recrutadas na classe de diâmetro superior a 1 cm e, todas, com exceção de 2, pertenciam às espécies *Croton ascendens* R. Secco e *N. A. Rosa*. Os cipós escandentes presentes antes da exploração, incluindo indivíduos com diâmetro inferior a 1 cm e indivíduos com diâmetro igual ou superior a 1 cm, que não foram notados pela equipe de corte, representaram 16% dos indivíduos e 30% da área basal total de cipós.

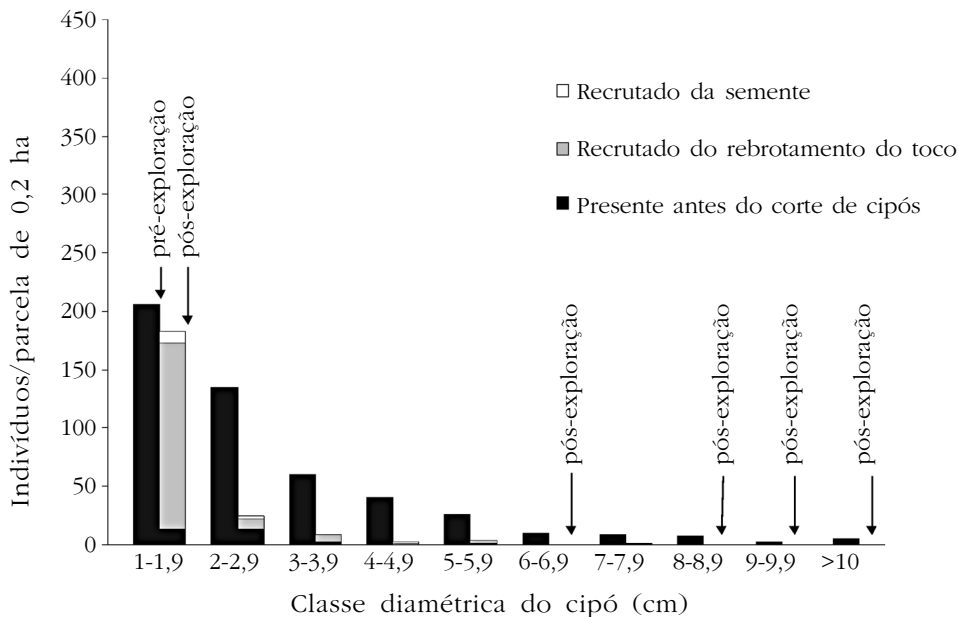


Figura 2. Distribuição das classes de tamanho dos cipós com DAP igual ou superior a 1 cm encontrados antes e seis anos após exploração de madeira numa parcela de 2 m x 1.000 m em uma floresta submetida ao corte completo de cipós seguido de exploração de impacto reduzido próximo de Paragominas, Pará. No inventário realizado após a exploração, os cipós foram classificados como “recentemente recrutado” (da semente ou do rebroto do toco) ou “presente antes do corte de cipós”. Essa última classe incluiu indivíduos que inicialmente possuíam diâmetro inferior a 1 cm e indivíduos com diâmetro maior que não foram notados durante o corte.

DISCUSSÃO

No total, encontramos 80 espécies de cipó representadas por indivíduos com diâmetro igual ou superior a 1 cm. A floresta estudada tinha uma diversidade maior de espécies de cipó que uma floresta no Panamá, na qual 65 espécies, incluindo todos os indivíduos de todos os diâmetros, foram encontradas numa amostra de 1 ha (Putz 1984). Entretanto, numa floresta da Malásia, na qual foram encontradas 220 espécies com diâmetro igual ou superior a 1 cm numa amostra de 3 ha (Gardette 1996), provavelmente havia uma diversidade maior de espécies que aquela encontrada em nossa área de estudo. Porém, não é possível fazer uma comparação direta porque o tamanho das áreas amostradas diferiu entre os estudos.

Se assumirmos – com base nas estimativas de Gentry e Dodson (1987) para as florestas tropicais úmidas – que os cipós compreendem 30% da riqueza de espécies de plantas vasculares da floresta estudada, podemos concluir que a redução de 14% na diversidade de espécies de cipó após a exploração de impacto reduzido representou uma redução aproximada de 4% no número de espécies de planta vascular. Porém, a amostra de 0,2 ha deste estudo pode ter superestimado a redução na diversidade de espécies de cipó na floresta. No levantamento feito antes da exploração, a curva cumulativa de espécies assemelhou-se a uma assíntota após o 0,2 ha ter sido amostrado, ao passo que a curva para o levantamento feito após a exploração ainda apresentou inclinação positiva (Figura 1). As formas relativas dessas duas curvas sugerem que, se uma área maior fosse amostrada, a redução estimada na diversidade de espécies de cipó poderia ter sido menor que a da amostra de 0,2 ha deste estudo.

Um estudo sobre os efeitos do corte de cipós e exploração sobre uma floresta na Malásia não revelou nenhuma diferença significativa na riqueza de espécies de cipó entre a parcela explorada e a parcela não explorada 40 anos após a exploração (Gardette 1996). Havia, entretanto, mudanças na abundância relativa de espécies. As espécies com baixa capacidade de rebrotar do toco tornaram-se menos comuns, enquanto aquelas que rebrotavam abundantemente e cresciam rapidamente tornaram-se muito mais comuns (Gardette 1996). Encontramos uma mudança similar na composição de espécies neste estudo. Anteriormente, relatamos diferenças significativas na capacidade de rebrotação dos cipós a partir do toco entre as espécies na área de estudo (Vidal *et al.* 1997). Este estudo destaca a relevância dessas diferenças por causa da grande contribuição dos rebrotos dos tocos para a comunidade de cipós após exploração. Inesperadamente, a espécie de ocorrência mais comum neste estudo, a *Acacia multipinnata* Ducke, estava entre aquelas com rebrotação do toco infrequente observadas em nosso estudo anterior, que avaliou esse modo de regeneração 18 meses depois do corte mais anterior à exploração

(Vidal *et al.* 1997). Este estudo sugere que, para algumas espécies de cipó, a rebrotação bem-sucedida do toco tem probabilidade de aumentar muito por causa do ambiente bem iluminado das florestas exploradas.

Sob a perspectiva da conservação, talvez mais importante que o efeito direto do corte de cipós na redução da riqueza de espécies de cipó sejam os efeitos indiretos potenciais da grande redução na abundância de cipós. Reduções acentuadas e prolongadas na abundância de cipós após tratamentos silviculturais poderiam ter efeitos negativos sobre grupos diversos de espécies de animais e insetos. Por exemplo, 40% de aproximadamente 700 espécies de besouros fitófagos capturados numa floresta tropical seca no Panamá tinham exclusivamente associação com os cipós (Odegaard 2000). Além disso, as flores dos cipós são polinizadas por uma variedade de espécies de animais e insetos (Gentry 1991b), e as frutas de algumas espécies de cipó são componentes importantes da dieta de algumas espécies de primata (Peres 1993). Após o corte de cipós, essas fontes de flores e frutos foram todas eliminadas da floresta, e é provável que a recuperação de sua abundância original seja lenta. Por exemplo, oito anos após o corte de cipós, somente indivíduos dispersos da espécie *Memora schomburgkii* (DC.) Miers – o cipó mais comum na área – haviam começado a florear (J. J. Gerwing, observação pessoal).

É difícil prever quanto tempo levará para que a abundância e a distribuição de classes de tamanho dos cipós na floresta de estudo retornem aos níveis existentes antes do corte. As taxas anuais lentas de incremento de diâmetro dos cipós (1,4 mm/ano, média de 15 espécies de cipó numa floresta no Panamá; Putz 1990) sugerem, todavia, que levará muito tempo até que eles consigam atingir o diâmetro grande. Os resultados do estudo anteriormente mencionado sobre os efeitos do corte de cipós e exploração de madeira na abundância de cipós na Malásia mostram que, quarenta anos após a exploração, a densidade de cipós com diâmetro superior a 1 cm não variou significativamente entre a parcela explorada e a parcela testemunha. O número de cipós com diâmetro grande (diâmetro superior a 10 cm), entretanto, foi significativamente menor nas parcelas exploradas.

O corte de todos os cipós antes da exploração proporciona múltiplos benefícios silviculturais, que incluem: a redução dos danos da exploração (Fox 1968, Appanah e Putz 1984, Vidal *et al.* 1997) e a redução na abundância de cipós após exploração, a qual provavelmente resultará no aumento do crescimento das árvores (Vidal *et al.* 1998). Os resultados deste estudo sugerem, entretanto, que juntamente com esses benefícios provavelmente haverá perdas com a redução da biodiversidade e alteração do funcionamento do ecossistema. Para reduzir os efeitos negativos potenciais do corte completo de cipós, deveriam ser estabelecidas diretrizes alternativas de corte. O corte de cipós somente nas árvores designadas

para extração é uma alternativa; porém, considerando que, em média, os cipós conectam a copa de uma árvore com outras três a nove copas (Vidal *et al.* 1997), a implementação operacional de tal esquema de corte é problemática. Talvez uma abordagem mais fácil de ser implementada seja o corte de todos os cipós acima de um certo limite de diâmetro, visto que os cipós de diâmetro maior possuem maior probabilidade de causar danos maiores na derrubada e de rebrotar produzindo raízes adventícias ao longo das hastes dos indivíduos caídos com as copas das árvores derrubadas. Além disso, o corte de cipós poderia estar refeito às plantas enraizadas dentro de uma área predefinida de árvores selecionadas para extração. Os efeitos silviculturais e ecológicos desses protocolos de corte de cipós deixam temas para pesquisas futuras no campo.

**ECOLOGIA
E MANEJO
DE CIPÓS
NA AMAZÔNIA
ORIENTAL**

capítulo 3

IMPACTOS DO CORTE DE CIPÓS ANTES DA EXPLORAÇÃO DE MADEIRA NA SUA REGENERAÇÃO EM CLAREIRAS DE EXPLORAÇÃO NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Jeffrey J. Gerwing & Christopher Uhl

RESUMO

O corte de todos os cipós antes da extração de madeira é uma técnica de exploração de "impacto reduzido" (EIR) para diminuir a proliferação de cipós nas clareiras de exploração. Este estudo compara a abundância e a composição de espécies nas clareiras criadas durante a exploração convencional de madeira e durante a EIR numa floresta da Amazônia Oriental. Os tratamentos de exploração foram conduzidos em parcelas adjacentes. Logo após a exploração, estabelecemos parcelas de 50 m² nos centros aproximados de quatro clareiras de queda de árvores individuais e de quatro clareiras de queda de árvores múltiplas em cada área de exploração. Seis anos após a exploração de madeira, havia cerca de 40% menos cipós escandentes nas clareiras da exploração de impacto reduzido do que nas da exploração convencional. Em ambas as áreas, as clareiras formadas pela queda de múltiplas árvores tiveram densidades mais altas de cipós e uma proporção maior de cipós recrutados da semente do que as clareiras de queda de árvores individuais, nas quais os brotos de cipós cortados ou caídos eram mais comuns. A quantidade média de espécies de cipó encontrada por parcela não diferiu entre os tratamentos, e tampouco houve alguma diferença significativa na diversidade de espécies (α de Fisher) entre os tratamentos de exploração. Os resultados deste estudo sugerem que o corte de cipós antes da extração de madeira pode reduzir significativamente sua proliferação nas clareiras após a extração, sem impacto negativo perceptível sobre a diversidade de espécies de cipó em regeneração.

INTRODUÇÃO

O manejo das florestas tropicais para produção de madeira é geralmente complicado por causa da presença de cipós. Numa floresta da Amazônia Oriental, por exemplo, observamos que cada árvore suficientemente grande para ser explorada está conectada por cipós a uma média de três a nove árvores grandes (Vidal *et al.* 1997). Dessa maneira, para cada árvore derrubada durante a exploração, diversas árvores próximas, que de outra forma não teriam sido impactadas pela queda da árvore, são puxadas para baixo ou quebradas. Além

disso, os cipós podem proliferar após a exploração de madeira (Dawkins 1961, Neil 1984, Appanah e Putz 1984). A abundância de cipós nas clareiras retardam o crescimento das árvores (Putz 1984a) e, em alguns casos, verificamos que cipós densos paralisam a sucessão da clareira na estatura baixa, impedindo o crescimento das árvores que formariam o dossel alto (Schnitzer *et al.* 2000). O corte de cipós antes da extração de madeira pode diminuir alguns desses efeitos negativos. Por exemplo, verificamos que essa técnica reduz os danos da queda da árvore à floresta residual em cerca de 50% (Fox 1968, Appanah e Putz 1984, mas ver Parren e Bongers 2001 para um exemplo contrário). Ainda se sabe muito pouco sobre os impactos do corte de cipós na sua proliferação após a exploração madeireira. Neste estudo, avaliamos os impactos do corte de cipós antes da extração de madeira sobre sua regeneração nas clareiras de exploração numa floresta da Amazônia Oriental.

Pensa-se que os cipós são, de modo geral, plantas que demandam luz para sobreviverem. Isso por causa de sua abundância nas clareiras formadas pela queda das árvores e em outras áreas perturbadas, tal como pastagens abandonadas (Putz 1984a, Uhl *et al.* 1988a), e de suas taxas altas de crescimento rápido em condições de alta luminosidade (Baars e Kelly 1996). Pelo fato de a iluminação aumentar com o aumento do tamanho da clareira, pode-se esperar uma relação positiva entre o tamanho da clareira e a densidade de cipós (por exemplo, Babweteera *et al.* 2000). Numa floresta explorada, as clareiras maiores, formadas pela remoção de várias árvores da mesma área, são as que provavelmente terão a proliferação de cipós mais vigorosa.

Além do tamanho da clareira, é provável que a abundância de cipós seja influenciada também pelo número de cipós presentes logo após a formação da clareira. Os cipós escandentes são recrutados de uma variedade de fontes. Antes de ascenderem, muitas espécies estão presentes como indivíduos independentes no sub-bosque da floresta, onde eles comumente representam cerca de 25% das plantas lenhosas verticais com altura inferior a 2 m (Putz 1983, Putz 1984a, Gerwing e Farias 2000). Além da regeneração avançada, os cipós também proliferam nas clareiras via semente, broto dos tocos cortados, ou raízes e broto das partes dos indivíduos caídos que produziram raízes adventícias ao longo de suas hastes (Hegarty 1989). Esse último modo de recrutamento pode ser a fonte de muitos emaranhados de cipós encontrados nas clareiras em florestas exploradas. Pelo fato de muitas espécies de cipó terem adaptações anatômicas que as permitem reclinarem-se e torcerem-se sem se quebrar, elas são geralmente capazes de sobreviver a sérios distúrbios (Fisher e Ewers 1991). Um estudo, por exemplo, encontrou apenas 10% de mortalidade entre os cipós cujas árvores hospedeiras haviam caído (Putz 1984a). Muitos desses indivíduos caídos são capazes de enraizar e produzir brotos, que representam uma grande proporção dos cipós escandentes encontrados nas clareiras de exploração (Appanah e Putz 1984).

O corte de cipós antes da extração de madeira é parte de um conjunto de técnicas de exploração de impacto reduzido (EIR) elaboradas para minimizar os danos da exploração madeireira à floresta residual. Outros componentes da EIR são: i) inventário e mapeamento da floresta; ii) queda direcional; e iii) remoção cuidadosa da tora (Barreto *et al.* 1998). Há várias razões para prognosticar que a EIR resultará em menos proliferação de cipós do que a exploração convencional. Primeiro, o corte de cipós reduz o número de propágulos (sementes de cipós e cipós caídos com potencial para produzir raízes adventícias e brotar) que chegam nas clareiras recém-formadas. Segundo, o tamanho médio das clareiras é significativamente menor após a EIR do que após a exploração convencional, em parte porque a EIR resulta num número menor de clareiras grandes criadas pela derrubada de múltiplas árvores juntas (John *et al.* 1996).

Neste estudo, testamos o prognóstico de redução de proliferação de cipós após EIR comparando a abundância de cipós e a composição de espécies em clareiras de queda de uma árvore e de múltiplas árvores criadas durante exploração convencional e de impacto reduzido numa floresta da Amazônia Oriental. Também comparamos a densidade de cipós nas clareiras àquela da floresta adjacente que não sofreu distúrbio, prognosticando que os cipós serão significativamente mais comuns nas clareiras. Finalmente, testamos uma relação positiva entre a abundância de cipós e o tamanho da clareira em cada área de exploração.

MÉTODOS

TRATAMENTOS DE EXPLORAÇÃO

Os tratamentos incluíram exploração sem planejamento (o modelo industrial padrão na região) e EIR, as quais foram conduzidas em parcelas adjacentes de 80 ha e 105 ha, respectivamente. Durante março de 1991, cortamos todos os cipós escandentes na área de EIR e, durante outubro e novembro de 1993, exploramos toda a área de estudo. A exploração de madeira convencional resultou em reduções de 20% a 40% na cobertura do dossel florestal e na densidade de árvores com diâmetro superior a 10 cm (Johns *et al.* 1996). Além disso, para cada árvore extraída, aproximadamente 500 m² de chão florestal sofreram distúrbio e 51 árvores com DAP superior a 10 cm foram danificadas. Comparado à exploração convencional, o uso de técnicas de EIR resultou em 10% menos perda da cobertura do dossel florestal e na redução de aproximadamente 40% no número de árvores com DAP superior a 10 cm danificadas ou destruídas (Johns *et al.* 1996). Ainda, após a EIR, somente 25% de todas as clareiras eram de queda de mais de uma árvore, enquanto 50% das clareiras na área explorada de maneira convencional eram de queda de duas ou mais árvores. Essa diferença na proporção de clareiras de queda de múltiplas árvores contribuiu para que o

tamanho médio das clareiras na EIR fosse aproximadamente 50% menor do que na exploração convencional (166 m² na EIR *versus* 355 m² na exploração convencional) (Johns *et al.* 1996).

AMOSTRAGEM DE CIPÓS

Para quantificar a regeneração de cipós nas clareiras de exploração, instalamos parcelas de 5 m x 10 m nos centros das clareiras nas áreas de exploração convencional e de EIR oito anos após a exploração. Em cada uma dessas áreas, selecionamos aleatoriamente 4 clareiras de queda de uma árvore e 4 de queda de múltiplas árvores da população total de clareiras de exploração, totalizando 16 clareiras de estudo. Para garantir que as clareiras de queda de múltiplas árvores e as de queda de uma árvore representassem diferentes classes de tamanho, consideramos clareiras de queda de múltiplas árvores somente aquelas formadas pela queda de três ou mais árvores. Em cada parcela, medimos, identificamos, classificamos de acordo com seu modo de recrutamento³ e marcamos com etiquetas de alumínio numeradas todos os cipós com altura superior ou igual a 5 cm enraizados na parcela. Medimos o diâmetro de cada indivíduo escandente à 1,3 m acima do solo ou abaixo do primeiro ramo, dependendo do que viesse primeiro. Pelo fato de querermos quantificar a abundância de indivíduos potencialmente independentes nas parcelas, contamos todos os cipós que possuíam o seu próprio sistema de raízes. Desse modo, genetes individuais foram ocasionalmente amostrados mais de uma vez. As espécies de cipó foram identificadas por Nelson Rosa, um botânico com experiência de 20 anos de trabalho de campo na região. Para estimar a área total de cada clareira, posicionamos uma bússola no centro aproximado da clareira e, na direção de oito miradas, medimos a distância até a borda do dossel da vegetação circundante. Em seguida, unimos as extremidades desses raios num mapa e somamos as áreas dos triângulos.

Realizamos um novo levantamento nas parcelas seis anos após a exploração. Em alguns casos, foi necessário fazer pequenas escavações no solo para determinar o modo de recrutamento dos indivíduos que tinham se estabelecido no período entre os tratamentos. Nessa mesma época, também amostramos uma parcela de floresta não perturbada adjacente a cada parcela de clareira. As parcelas de floresta foram situadas 10 m a partir da borda da clareira em direções escolhidas aleatoriamente, usando uma bússola posicionada no centro aproximado da clareira.

³ Isto é, plântula recém-recrutada, broto de cipós que caíram e produziram raízes adventícias ao longo de sua haste, broto da raiz/toco, ou regeneração avançada.

Se a localização da parcela potencial ficasse dentro dos limites de 10 m de uma clareira vizinha, ela seria rejeitada e o processo de seleção seria repetido.

Vários meses após o segundo inventário nas parcelas de clareira, avaliamos a cobertura de cipós em mais 35 clareiras selecionadas aleatoriamente em cada um dos tratamentos de exploração. Incluímos nessa amostra tanto clareiras de queda de uma só árvore quanto clareiras formadas pela queda de múltiplas árvores. O objetivo de expandir a amostra era avaliar o grau de infestação das clareiras por cipós na floresta como um todo e quantificar a relação entre o tamanho da clareira e a cobertura de cipós nas áreas exploradas. Para avaliar a cobertura de cipós, primeiramente, dividimos cada clareira em quatro seções rigorosamente iguais. Ou seja, traçamos ao meio duas linhas perpendiculares que passavam pelo centro aproximado da clareira. Em cada um dos quartos resultantes, com o auxílio de uma bússola, selecionamos aleatoriamente uma direção a fim de estabelecer um transecto de amostra do centro até a borda da clareira. Ao longo de cada transecto, registramos a cobertura de cipós em intervalos de 1 m, utilizando uma classificação dicotômica que considerou “ponto coberto por cipós” aquele em que mais da metade da área foliar na superfície do dossel fosse de cipós e “ponto não coberto por cipós” aquele em que houvesse folhas de outros tipos de plantas ou céu aberto. Para calcular a cobertura por cipós nas clareiras, dividimos o número de pontos de amostra cobertos de cipós pelo número total de pontos de amostra. O tamanho da clareira foi calculado conforme descrito no final do primeiro parágrafo desta subseção.

ANÁLISES

As análises de estatísticas dos efeitos dos tipos de clareira (isto é, de queda de uma árvore *versus* de múltiplas árvores) e dos tratamentos de exploração sobre a abundância de cipós foram conduzidas usando a rotina de Anava balanceada no programa Minitab versão 11.21 (Minitab 1996). Embora os tratamentos de exploração não tenham sido replicados, os tamanhos grandes das áreas de exploração madeireira e a aparente uniformidade nas densidades de cipós antes da exploração entre as áreas (Vidal *et al.*, 1997) minimizaram o risco de confundir os efeitos dos tratamentos de exploração com as diferenças preexistentes entre elas. Entretanto, as análises estatísticas dos efeitos dos tratamentos de exploração deveriam ser interpretadas com certa cautela. Avaliamos as diferenças na densidade e área basal de cipós entre as áreas de clareira e floresta para cada combinação de tratamento de exploração e tipo de clareira usando testes *t* pareados com as correções seqüenciais de Bonferroni para controlar as taxas de erro tipo II globais entre os oito testes individuais (Holm 1979, como descrito em Rice 1989).

Para quantificar a diversidade de espécies de cipó nas parcelas de clareira, seis anos após a exploração de madeira, usamos o Índice α de Fisher (ou logsérie), um índice de diversidade de espécies com baixa sensibilidade às diferenças no tamanho da amostra (Magurran 1988). Os efeitos do tamanho da clareira e dos tratamentos de exploração sobre a diversidade de espécies foram avaliados usando análise de variância. Para comparar a composição de espécies entre as combinações de tratamento de exploração e tamanhos de clareira usamos o índice de Morisita-Horn. Esse é um índice de similaridade que incorpora tanto o grau de sobreposição das espécies entre as amostras quanto as suas similaridades na abundância relativa de espécies que ocorrem conjuntamente (Magurran 1988). Para calcular os índices de Morisita-Horn, primeiramente, somamos os dados de cada uma das quatro parcelas replicadas para cada combinação de tratamento de exploração e tipo de clareira numa lista principal para aquela combinação. Em seguida, calculamos os índices para as seis comparações pareadas possíveis entre as quatro listas principais.

RESULTADOS

DENSIDADE DE INDIVÍDUOS E MODOS DE RECRUTAMENTO DOS CIPÓS

Seis anos após a exploração de madeira, a densidade de cipós escandentes diferiu significativamente entre os tratamentos de exploração (Tabela 1). As clareiras da EIR tinham menos indivíduos que os mesmos tipos de clareira da exploração convencional (Figura 1). Em ambos os tratamentos de exploração, as clareiras de queda de múltiplas árvores tiveram mais indivíduos escandentes que as clareiras formadas pela queda de uma só árvore (Figura 1). As densidades de indivíduos de cipós independentes com altura superior ou igual a 10 cm foram mais baixas nas clareiras da EIR (45% mais baixa para clareiras de múltiplas árvores e 27% para clareiras de uma árvore), porém, dado o tamanho relativamente pequeno da amostra, essas diferenças não foram estatisticamente significativas ($P = 0,061$; Tabela 1). A densidade de cipós independentes era aproximadamente igual entre os tipos de clareira em cada tratamento de exploração (Figura 1).

A área basal de indivíduos escandentes era significativamente menor nas clareiras de EIR do que nas clareiras de exploração convencional (Tabela 2). As clareiras de EIR tinham 58% menos área basal de cipós escandentes do que as de exploração convencional (Figura 2), sendo essa diferença mais pronunciada nas clareiras de queda de uma árvore. Apesar de o tamanho da clareira (isto é, formada pela queda de uma ou de múltiplas árvores) ter afetado significativamente a densidade de indivíduos de cipó, ele não teve um efeito significativo sobre a área basal de cipós (Tabela 2). Isso porque a área basal média de cipós era aproximadamente igual entre as clareiras de queda de múltiplas árvores e as de uma árvore na área de exploração convencional (Figura 2).

Tabela 1. Resultados da Anava para a densidade de cipós independentes e escandentes em clareiras de exploração de seis anos – criadas durante exploração convencional de madeira e exploração de impacto reduzido próximo de Paragominas, Pará. Os tratamentos comparam os dois tipos de exploração. Os tipos de clareira comparam as clareiras de queda de uma e de múltiplas árvores.

Fonte de Variação	g.l.	q.m.	F	P
Indivíduos independentes				
Tratamento	1	0,154	4,28	0,061
Tipo de clareira	1	0,000	0,00	0,990
Tipo de clareira * tratamento	1	0,015	0,42	0,530
Erro	12	0,036		
Indivíduos escandentes				
Tratamento	1	0,815	12,81	0,004
Tipo de clareira	1	0,363	5,71	0,034
Tipo de clareira * tratamento	1	0,014	0,22	0,650
Erro	12	0,064		

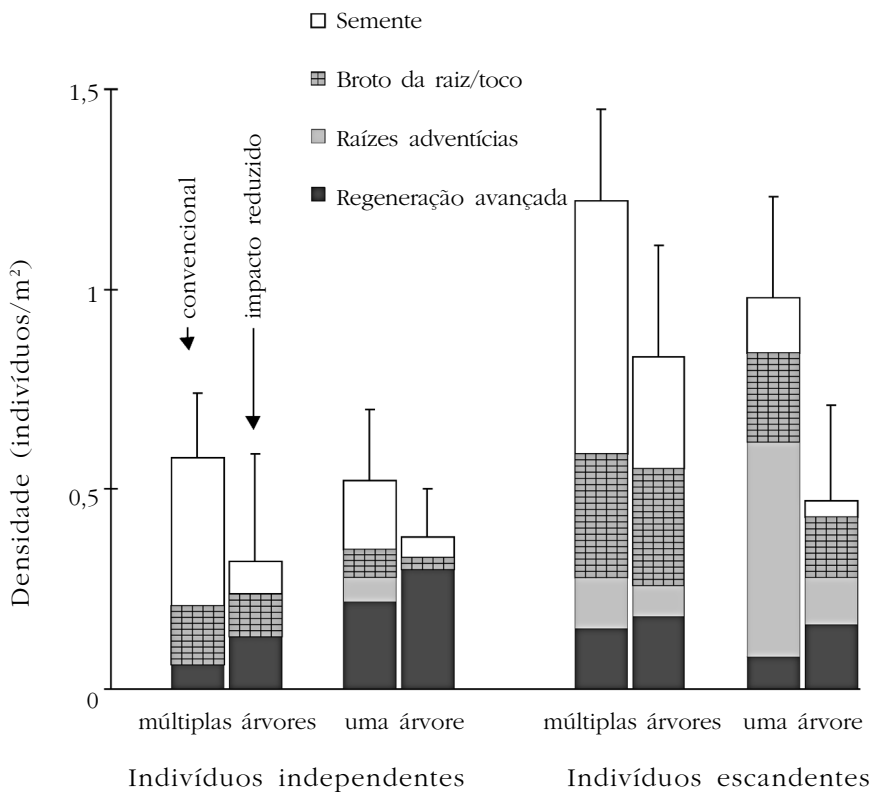


Figura 1. Densidade média (desvio-padrão) de cipós por modo de regeneração em clareiras de queda de múltiplas árvores e de uma árvore seis anos após exploração convencional (barra à esquerda de cada par) e exploração de impacto reduzido (barra à direita de cada par) próximo de Paragominas, Pará. $n = 4$ clareiras por combinação de tratamento.

Tabela 2. Resultados da Anava para a área basal de cipós escandentes em clareiras de exploração de seis anos – criadas durante exploração convencional e exploração de impacto reduzido próximo de Paragominas, Pará. Os tratamentos comparam os dois tipos de exploração de madeira. Os tipos de clareira comparam as clareiras de queda de uma e de múltiplas árvores.

Fonte de variação	g.l.	q.m.	F	P
Tratamento	1	0,581	15,22	0,002
Tipo de clareira	1	0,061	1,60	0,229
Tipo de clareira * tratamento	1	0,069	1,80	0,204
Erro	12	0,038		

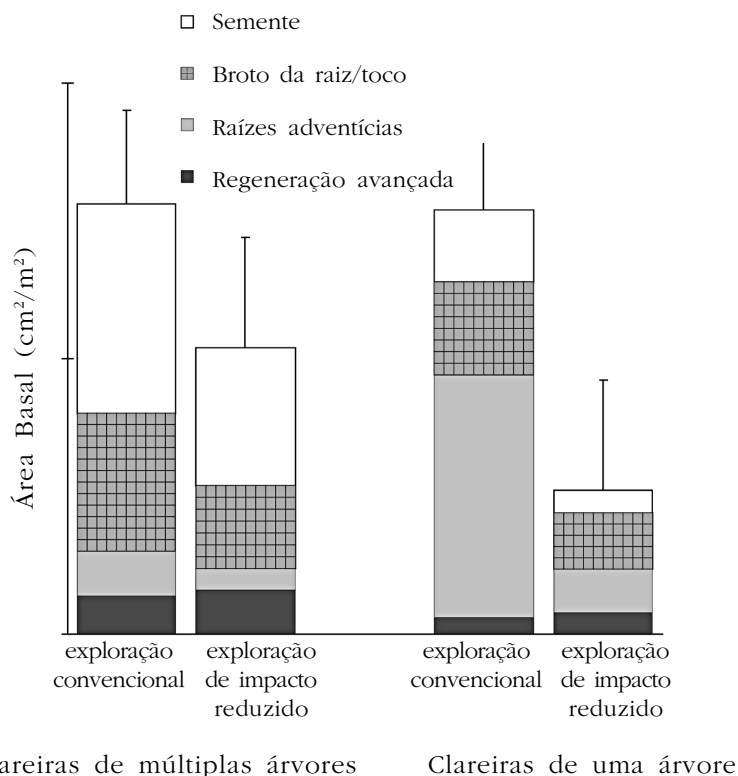


Figura 2. Área basal média (desvio-padrão) de cipós escandentes por modo de regeneração em clareiras de queda de múltiplas árvores e de uma árvore seis anos após exploração convencional (barra à esquerda de cada par) e exploração de impacto reduzido (barra à direita de cada par) próximo de Paragominas, Pará. $n = 4$ clareiras por combinação de tratamento.

Também houve diferenças entre os tipos de exploração e de clareira no que se refere à fonte de regeneração dos cipós (Figuras 1 e 2). O estabelecimento de cipós por meio da semente era comum nas clareiras de queda de múltiplas árvores, nas quais as plântulas representavam 52% da densidade de indivíduos escandentes e 49% da área basal na área de exploração convencional e 34% e 48%, respectivamente, na área de EIR. Isso contrasta com a baixa representação

de plântulas nas clareiras de queda de uma árvore; somente 9% dos indivíduos escandentes na área de EIR e 14% na área de exploração convencional originaram-se como plântulas. A propagação vegetativa, incluindo a brotação da raiz e do toco e a brotação das partes dos cipós caídos, foi mais importante nas clareiras de queda de uma árvore na exploração convencional, nas quais representou 80% da densidade de indivíduos escandentes e área basal. Indivíduos em regeneração avançada, presentes antes da formação da clareira, foram encontrados em todas as combinações de tipos de clareira e tratamento de exploração. Eles representavam mais da metade dos indivíduos independentes nas clareiras de queda de uma árvore em ambas as áreas de exploração, porém, em nenhum caso representavam mais de 30% da densidade total de indivíduos escandentes ou 15% da área basal em qualquer uma das combinações de tratamento.

Em ambas as áreas de exploração houve densidades significativamente mais altas de cipós escandentes nas clareiras do que nas áreas adjacentes de floresta não perturbada (Tabela 3). Na área de exploração convencional houve três a quatro vezes mais cipós escandentes nas parcelas de clareira do que nas parcelas adjacentes de floresta. A área basal de cipós nas clareiras, todavia, era aproximadamente metade daquela da floresta não perturbada. Na área de EIR, onde os cipós haviam sido cortados antes da exploração, a densidade média de cipós nas clareiras era sete a oito vezes maior do que a encontrada nas parcelas de floresta adjacentes. A área basal de cipós era também significativamente mais alta nas clareiras de queda de múltiplas árvores do que na floresta não perturbada, porém, não houve nenhuma diferença entre a floresta e as clareiras de queda de uma árvore.

Tabela 3. Comparação da abundância média (DP) de cipós escandentes em clareiras e parcelas nas áreas de floresta adjacentes que não foram diretamente impactadas pela exploração, seis anos após exploração convencional de madeira e exploração de impacto reduzido, próximo de Paragominas, Pará.

	Densidade de indivíduos/m ²	Valor ^a – <i>P</i>	Área basal (cm ² /m ²)	Valor – <i>P</i>
Exploração convencional				
Clareiras de uma árvore	0,98 (0,25)	0,006*	0,78 (0,21)	0,025
Floresta adjacente	0,35 (0,11)		1,68 (0,77)	
Clareiras de múltiplas árvores	1,22 (0,23)	0,001*	0,78 (0,17)	0,045
Floresta adjacente	0,31 (0,27)		1,73 (0,91)	
Exploração de impacto reduzido				
Clareiras de uma árvore	0,47 (0,24)	0,010*	0,26 (0,20)	0,268
Floresta adjacente	0,07 (0,05)		0,18 (0,13)	
Clareiras de múltiplas árvores	0,83 (0,28)	0,006*	0,52 (0,20)	0,009*
Floresta adjacente	0,10 (0,05)		0,12 (0,06)	

^a Dos testes *t* pareados unicaudais que comparam as médias de clareiras e de parcelas de floresta, *n* = 4.

* Indica efeito significativo (*P* < 0,05) após aplicação das correções sequenciais de Bonferroni.

DIVERSIDADE DE ESPÉCIES DE CIPÓ

No total, registramos 75 espécies de cipó nas 16 parcelas de clareira. Também registramos seis morfoespécies adicionais, cuja família ou gênero foi identificado, e um cipó que não foi identificado. Oito espécies eram representadas em todas as combinações de tratamento. Em contraste, 19 espécies eram representadas por um único indivíduo na amostra total. As dez espécies mais comuns representavam cerca de 50% a 70% do total de indivíduos de cipó em todas as combinações de tipo de clareira e tratamento de exploração (Tabela 4). Quatro espécies, *Bauhinia guianensis*, *Adenocalyma prancei*, *Memora schomburgkii* e *Croton ascendens*, estavam entre as dez mais comuns em todas as combinações de tratamento. As três primeiras delas, além de serem comuns como germinações da semente, também o eram como indivíduos independentes em regeneração avançada no sub-bosque das áreas de floresta não perturbada. Todavia, a *C. ascendens* e quatro outras espécies que eram comuns nas clareiras de queda de múltiplas árvores (isto é, *Gouania pyrifolia*, *Tournefortia laevigata*, *Davilla kunthii* e *Passiflora glandulosa*) recrutavam exclusivamente via semente. Três outras espécies (*Salacia megistophylla*, *Combretum laxum* e *Arrabidaea trailii*) foram encontradas somente como brotos de indivíduos caídos que produziram raízes adventícias e estavam entre as mais comuns nas clareiras de queda de uma árvore na área de exploração convencional.

A diversidade de espécies de cipó nas clareiras não foi significativamente afetada pelo tratamento de exploração (Tabela 5). O número médio de espécies encontrado por parcela variou pouco entre os tratamentos (de 18 a 21). O aumento da uniformidade na representação de espécies nas clareiras da EIR resultou numa tendência de valores mais altos para o Índice α de Fisher (Tabela 5), porém, essa diferença não era significativa (dados log-transformados; $F = 3,80$, $g.l = 1,12$, $P = 0,075$). Também não houve uma diferença significativa nos valores para o Índice α de Fisher entre os tipos de clareira (dados log-transformados; $F = 2,02$, $g.l = 1,12$, $P = 0,181$).

De maneira interessante, os valores do Índice de Morisita-Horn de similaridade de espécies, o qual variou de 0 (quando não havia nenhuma espécie em comum) a 1 (quando todas as espécies possuíam proporções relativas iguais) foram os mais altos para as combinações de tratamento que tinham tipos de clareira em comum e não para aqueles no mesmo tratamento de exploração (Tabela 6). Os dois valores mais altos foram para os pares que incluíam as clareiras de queda de múltiplas árvores (0,91) e as de queda de uma árvore (0,65) em ambas as áreas. Os valores para todos os outros pares de combinações de tratamento variaram de 0,47 a 0,57.

Tabela 4. Número de indivíduos das dez espécies mais comuns de cipó encontradas em quatro parcelas de 50 m² com altura maior ou igual a 10 cm em clareiras de seis anos em florestas submetidas à exploração convencional e exploração de impacto reduzido (EIR) próximo de Paragominas, Pará.

Espécies	Modos de regeneração observados	Exploração convencional		EIR	
		Uma árvore	Múltiplas árvores	Uma árvore	Múltiplas árvores
<i>Adenocalyma pranceii</i> A. Gentry	R, S	19	25	9	22
<i>Bauhinia guianensis</i> Auble	R, S	27	52	12	41
<i>Bauhinia rutilans</i> Spr. Ex Bth	R, S	19		10	
<i>Bauhinia siqueiraeii</i> Ducke	R, S		8	8	
<i>Bauhinia cupreonitans</i> Ducke	R, S				7
<i>Memora schomburgkii</i> (DC.) Miers	S, R, B	8	33	5	25
<i>Croton ascendens</i> R. Secco & N. Rosa	S	8	9	4	7
<i>Gouania pyrifolia</i> Reiss	S		10	5	7
<i>Tournefortia laevigata</i> Lam.	S		11		7
<i>Davilla kunthii</i> ST. Hil.	S		16		11
<i>Passiflora glandulosa</i> Cav.	S		13		
<i>Memora bracteosa</i> (DC) Bur ex K. Schum	B			12	
<i>Acacia multipinnata</i> Ducke	A, B, S	11	12		
<i>Dalbergia subcymosa</i> Ducke	A, B	14		5	7
<i>Dolioscarpus gracilis</i> Kubitzki	A			17	10
<i>Salacia megistophylla</i> Standl	A	13			
<i>Combretum laxum</i> Jacq	A	12			
<i>Arrabidaea trailii</i> Sprague	A	9			
Total das dez espécies mais comuns		140	189	87	144
Total de todas as espécies		252	273	170	222

Notas: As espécies foram classificadas de acordo com o modo de regeneração observado (S = semente, B = rebrotação do toco/broto da raiz, A = raízes adventícias - isto é, broto da parte enraizada do cipó caído - e R = regeneração avançada).

Tabela 5. Diversidade média de espécies de cipó característica de parcelas de 50 m² ($n = 4$) nos centros de clareiras de seis anos formadas durante exploração convencional e exploração de impacto reduzido próximo de Paragominas, Pará. Médias com desvio-padrão entre parênteses.

	Indivíduos de cipó amostrados	Espécies de cipó registradas ^a	α de Fisher
EXPLORAÇÃO CONVENCIONAL			
Clareiras de uma árvore	65 (10)	21 (3)	10,7 (2,1)
Clareiras de múltiplas árvores	82 (14)	20 (2)	8,7 (1,7)
EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO			
Clareiras de uma árvore	39 (16)	18 (5)	12,3 (3,1)
Clareiras de múltiplas árvores	63 (9)	21 (3)	11,3 (2,0)

^a Inclui seis morfoespécies que tiveram gênero ou família identificados.

Tabela 6. Índices de similaridade de Morisita-Horn de espécies de cipó entre clareiras de seis anos em florestas submetidas à exploração convencional e à exploração de impacto reduzido (EIR) próximo de Paragominas, Pará.

	EIR	Exploração Convencional	Exploração Convencional
	múltiplas árvores	uma árvore	múltiplas árvores
EIR - uma árvore	0,56	0,65	0,47
EIR - múltiplas árvores		0,57	0,91
Exploração convencional - uma árvore			0,57

As clareiras pequenas eram formadas pela queda de uma árvore e as clareiras grandes incluíam queda de três ou mais árvores.

COBERTURA DE CIPÓS E TAMANHO DA CLAREIRA

Em ambas as áreas de exploração, os dados sobre tamanho das clareiras eram não-normais e assimétricos para o lado de clareiras menores. A área mediana das 35 clareiras amostradas em cada tratamento de exploração foi significativamente maior na operação de exploração convencional (260 m²) do que na de EIR (160 m²) (teste unicaudal de Mann-Whitney, $W = 885,5$, $P < 0,0001$). As clareiras da exploração convencional também tiveram uma cobertura média do dossel por cipós de quase o dobro da cobertura nas clareiras da EIR (53% + 25 *versus* 28% + 18; $t = 4,81$, g.l. = 62, $P \leq 0,0001$). Houve 20 clareiras (57% do total de clareiras) com mais de 50% de cobertura de cipós na exploração convencional e 3 (9% do total de clareiras) na EIR. Em ambas as áreas, a cobertura de cipós cresceu com o aumento do tamanho da clareira até valores máximos de 60% - 90% nas clareiras com 200 m² a 300 m² (Figura 3). Todavia, essa relação positiva entre a cobertura de cipós e o tamanho da clareira não persistiu para as clareiras grandes (> 400 m²), onde a cobertura de cipós caiu consistentemente entre 40% a 60%.

DISCUSSÃO

DIFERENÇAS NA ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE CIPÓS ENTRE OS TRATAMENTOS

Como se supunha, o corte de cipós antes da exploração, combinado com outras técnicas de exploração de impacto reduzido, diminuiu significativamente a proliferação de cipós nas clareiras de exploração de seis anos na floresta de estudo. Nas clareiras menores, de queda de uma árvore, esse efeito foi, em grande parte, o resultado de uma redução pronunciada na produção de raízes adventícias das partes dos cipós caídos como uma fonte de regeneração. Um estudo anterior na Malásia verificou que 53% dos cipós escandentes nas clareiras

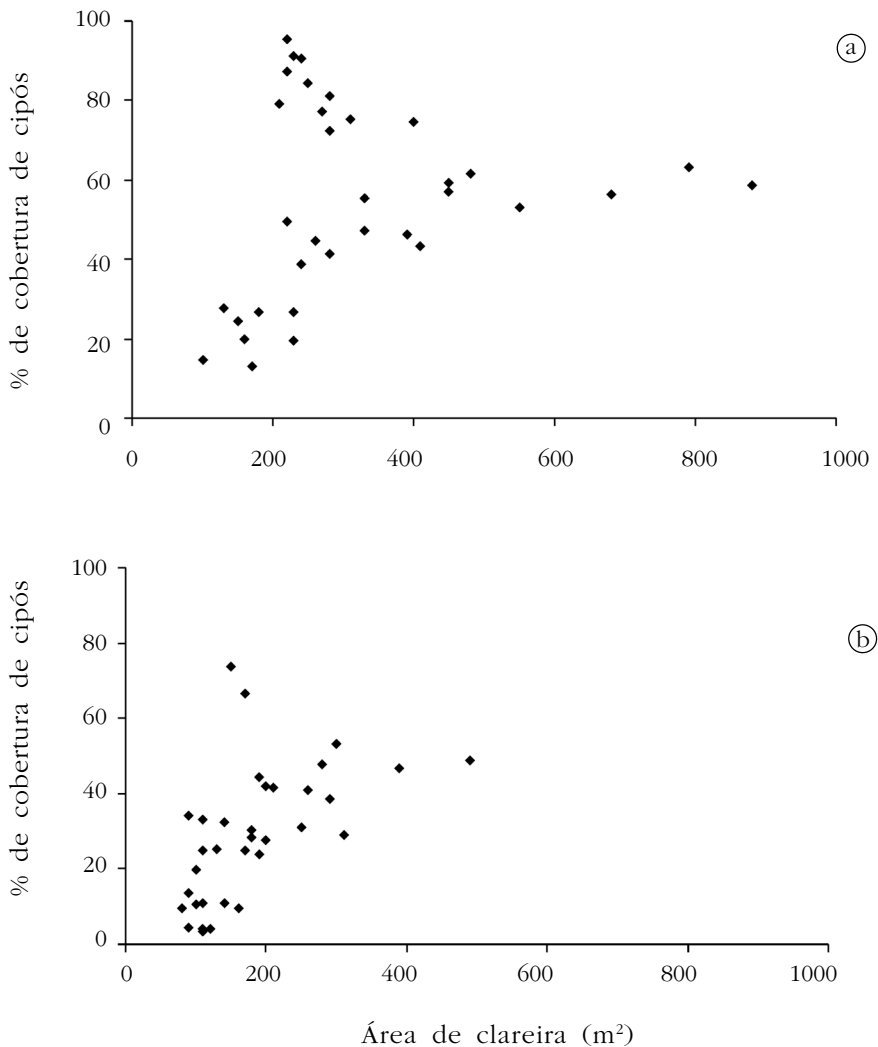


Figura 3. Relação entre a cobertura de cipós e a área da clareira em clareiras de seis anos formadas durante exploração convencional (a) e exploração de impacto reduzido (b) próximo de Paragominas, Pará. $n = 35$ clareiras por tratamento de exploração.

de exploração de seis anos originaram-se como brotos dos cipós caídos (Appanah e Putz 1984). Em nosso estudo, tais indivíduos representavam 55% dos indivíduos escandentes nas clareiras de queda de uma árvore na área de exploração convencional comparado com apenas 9% na área de EIR. Desses 9%, quase todos os indivíduos eram *Dolioscarpus gracilis*, uma das dez espécies mais comuns encontradas nas clareiras de queda de uma árvore na área de EIR (Tabela 4). Na floresta estudada, a *D. gracilis* é um cipó fino comum (diâmetro máximo de cerca de 3 cm, mas comumente mais fino), que muitas vezes não foi cortado pela equipe responsável pelo corte (J. J. Gerwing, observação pessoal).

Nas clareiras de queda de múltiplas árvores, a diferença entre os dois tratamentos foi em grande medida o resultado da redução nos estabelecimentos de plântulas de cipó após a EIR. A densidade total de plântulas (incluindo indivíduos escandentes e independentes) nas clareiras de queda de múltiplas árvores após exploração convencional foi de 1 indivíduo/m² (56% da densidade total de cipós), comparada com 0,3 indivíduo/m² na área de EIR (28% da densidade total de indivíduos). É difícil comparar esses números aos dos outros estudos, visto que os estudos anteriores não fazem distinção entre os diferentes modos de regeneração. Todavia, um estudo sobre clareiras conduzido na Amazônia venezuelana incluiu um tratamento no qual toda a regeneração avançada e os cipós caídos foram removidos na época da formação da clareira (Uhl *et al.* 1988b). Quatro anos após a formação da clareira, a densidade de cipós nessas parcelas tratadas em uma clareira de múltiplas árvores era 0,9 indivíduo/m², comparada com 4,1 indivíduos/m² nas parcelas testemunha, as quais não sofreram tratamento. Com base nesses dados, as plântulas contribuíram, no máximo, com 21% da densidade total de cipós no estudo de Uhl *et al.* (1988b), sugerindo assim que elas desempenharam um papel substancialmente menor na regeneração dos cipós do que o observado no estudo atual.

O estabelecimento de plântulas na área de exploração convencional foi facilitado pelos níveis altos de distúrbio no solo comparado à área de EIR. Em média, 43 m² de chão florestal sofreram distúrbio durante a manobra da máquina na zona do fuste para cada árvore extraída durante a exploração de madeira convencional, comparados com apenas 11 m² durante a EIR (Johns *et al.* 1996). Uma redução pronunciada na densidade de cipós escandentes maduros capazes de produzir sementes pode ter contribuído também para o nível mais baixo de estabelecimento de plântulas na área de EIR. Talvez, mais surpreendente do que a redução na densidade de plântulas foi descobrir que plântulas em estabelecimento eram relativamente comuns nas clareiras de EIR. Não foi possível determinar as origens dessas sementes, todavia, há várias fontes possíveis. Uma fonte provável seria o banco de sementes no solo, onde freqüentemente há sementes de cipós, ainda que em baixas densidades (Kennedy e Swaine 1992, Dalling e Denslow 1998). Além disso, embora se tenha tentado cortar todos os cipós escandentes, aproximadamente 180 indivíduos/ha, 7% do total de cipós escandentes não foram cortados pela equipe responsável. Esses indivíduos podem ter sido a fonte dessas sementes (Gerwing e Vidal 2002).

Apesar de seus efeitos negativos sobre a densidade de cipós, o corte de cipós antes da exploração de madeira não teve nenhum impacto negativo perceptível sobre a diversidade de espécies nas clareiras. Esse resultado sugere que as reduções na densidade de indivíduos resultaram grandemente da redução do recrutamento de espécies relativamente comuns e que um grupo diferente de

espécies de cipó seria capaz de recrutar na ausência quase total de indivíduos adultos. O resultado de uma redução na densidade de indivíduos de cipó que não é acompanhada por uma redução na diversidade também apóia a conclusão de uma análise de simulação de rarefação de que as clareiras numa floresta do Panamá mantiveram a diversidade de espécies de cipó via mecanismos que não estavam simplesmente relacionados à alta densidade de indivíduos (Schnitzer e Carson 2001). Os autores daquele estudo sugerem que a alta diversidade de espécies de cipó nas clareiras pode ser resultante, em parte, dos diversos métodos de colonização de clareira empregados por eles. Em nosso estudo, observamos quatro modos distintos de recrutamento tanto nas clareiras de exploração convencional como nas de exploração de impacto reduzido. Além disso, muitas das espécies encontradas foram capazes de recrutar via múltiplos métodos (Tabela 4), aumentando assim suas chances de estabelecimento numa dada clareira.

MUDANÇAS NA COBERTURA DE CIPÓS COM O AUMENTO DO TAMANHO DA CLAREIRA

Os resultados deste estudo apóiam, até certo ponto, a hipótese de que a cobertura de cipós aumenta com o aumento do tamanho da clareira. Porém, a relação observada não foi de aumento simplesmente linear. Entre as clareiras pequenas a médias em ambas as áreas de exploração havia uma relação positiva entre os cipós e o tamanho da clareira. Entretanto, os valores mais altos de cobertura de cipós (isto é, superiores a 70%) não foram encontrados nas clareiras maiores (> 400 m²) que tinham consistentemente entre 40% a 60% de cobertura de cipós.

Uma explicação para o platô de cobertura de cipós entre as clareiras maiores pode estar relacionada à abundância relativamente alta de árvores de espécies pioneiras (por exemplo, *Cecropia* sp., *Vismia* sp. e *Trema micrantha*) nessas clareiras (J. J. Gerwing, observação pessoal). Onde há abundância dessas árvores, o crescimento dos cipós pode ser suprimido pelo desenvolvimento rápido da cobertura do dossel da árvore. Esse crescimento também pode ser impedido porque essas espécies não são apropriadas para servirem de hospedeiras para os cipós – pelo fato de suas folhas serem grandes, terem os caules flexíveis, crescimento rápido e, no caso da *Cecropia*, ter a forma monopodial de crescimento (Putz 1984b). Um estudo no Suriname verificou que a contribuição das folhas dos cipós para a biomassa total de folhas caiu de uma média de cerca de 7% em toda a floresta para apenas 3% nas zonas de floresta dominadas por cipós da espécie *Cecropia* sp. (Beekman 1981).

Outra explicação para a falta de aumentos adicionais na cobertura de cipós entre as clareiras maiores pode estar nas diferenças nas fontes de regeneração de cipós entre os tamanhos diferentes de clareira e no tempo relativamente curto que havia decorrido desde a formação das clareiras. Das 16 clareiras rigorosamente

estudadas, as formadas pela queda de múltiplas árvores tiveram as proporções mais altas de cipós que se estabeleciam a partir da semente, e esses indivíduos possuíam, em média, diâmetros menores do que os dos brotos dos tocos e dos cipós caídos, que eram mais comuns nas clareiras menores. De fato, embora a densidade média de cipós tenha sido significativamente mais alta nas clareiras de queda de múltiplas árvores do que nas clareiras menores, de uma árvore, não houve nenhuma diferença na área basal média de cipós entre os tipos de clareira (Tabela 2). Por causa da relação log-log entre a área basal de cipós e a área foliar total (Gerwing e Farias 2002), uma dada área basal total em alguns cipós grossos suportará mais área foliar que uma quantidade basal igual distribuída entre muitos indivíduos finos. Dessa maneira, as clareiras de tamanho pequeno a médio que possuíam relativamente poucos cipós com diâmetro grande, os quais se originaram como brotos após o corte de cipós, poderiam ter tido porções maiores da superfície de seus dosséis dominadas por cipós do que as clareiras maiores, nas quais muitos dos cipós eram finos e tinham-se originado como plântulas. Finalmente, se a maioria dos cipós recrutados recentemente sobreviver e crescer até diâmetros maiores, é provável que as florestas que regeneram das clareiras grandes por causa de suas densidades mais altas de cipós tenham abundância global de cipós mais alta no que se refere à biomassa e à área foliar do que as clareiras menores.

IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO DAS FLORESTAS DA AMAZÔNIA

Uma limitação deste estudo é o fato de os resultados obtidos estarem baseados numa única avaliação conduzida seis anos após a exploração de madeira, num sistema em que os ciclos de corte nas florestas manejadas podem ser na ordem de 30 a 40 anos (Barreto *et al.* 1998). No entanto, há várias linhas de evidência para sugerir que as diferenças documentadas entre os tipos de clareira e tratamentos de exploração persistirão. Primeiro, é provável que a maior parte dos recrutamentos nas clareiras ocorra durante os primeiros dois anos após a formação da clareira (Uhl *et al.* 1988b). Dessa maneira, é provável que a maioria das plantas que comporão a vegetação futura nas clareiras de estudo já estivesse estabelecida na época em que se conduziu o inventário de seis anos. Segundo, um estudo sobre clareiras de floresta natural no Panamá verificou diversidades de espécies e densidades de indivíduos de cipó quase idênticas quando comparou clareiras de cinco e dez anos (Schnitzer e Carson 2001). Isso sugere que, a médio prazo, pelo menos a densidade de cipós e a diversidade de espécies podem permanecer relativamente constantes. Finalmente, cipós abundantes, uma vez estabelecidos, podem persistir nas clareiras por mais de treze anos, mesmo depois do fechamento do dossel da maioria das clareiras (Schnitzer *et al.* 2000). Dessa maneira, a abundância elevada de cipós nas

clareiras, comparada ao sub-bosque da floresta, pode representar uma mudança relativamente a longo prazo para a estrutura da floresta.

Os resultados deste estudo sugerem que, no que diz respeito à regeneração de cipós, as clareiras de exploração com seis anos na área de estudo podem ser agrupadas em três classes principais. A primeira classe inclui clareiras grandes ($> 400 \text{ m}^2$), nas quais as plântulas recentemente recrutadas e os brotos de raízes e tocos constituíam a maior fonte de regeneração de cipós. A cobertura de cipós variou de 40% a 60%, e a proliferação de cipós era provavelmente limitada pela competição das árvores pioneiras. Essa situação contrasta com um estudo de clareiras de exploração numa floresta na Uganda, na qual a cobertura de cipós aumentou continuamente com o tamanho da clareira para até 100% nas clareiras maiores (Babweteera *et al.* 2000). Uma explicação parcial para os níveis mais altos de proliferação de cipós nas clareiras grandes observados no estudo na Uganda, comparados com a floresta do estudo atual, pode ser a ausência de comunidades de espécies de árvores pioneiras de folhas grandes, de rápido crescimento e agressivas. Essas comunidades de espécies são comumente encontradas nas florestas tropicais, e eram, em grande medida, ausentes na floresta da Uganda (Chapman *et al.* 1999). A segunda classe de clareira de exploração é, em sua maioria, de tamanho médio (200 m^2 a 400 m^2), sendo diferenciada por ter 60% ou mais de cobertura de cipós. A principal fonte de regeneração de cipós nessas clareiras eram os brotos dos cipós que caíram com os dosséis das árvores derrubadas. A terceira classe de clareira de exploração consiste de clareiras pequenas a médias (100 m^2 a 400 m^2), nas quais os brotos, a regeneração avançada e as plântulas contribuíram para a comunidade de cipós em regeneração. Nessas clareiras, a cobertura de cipós variou de menos de 10% a 50% e, nessa classe, houve uma relação positiva clara entre a cobertura de cipós e o tamanho da clareira.

Uma das principais diferenças entre os dois tratamentos de exploração com respeito à regeneração de cipós foi verificada na proporção relativa das três classes de clareira. Por exemplo, entre as 35 clareiras amostradas na área de exploração convencional, 11 (31%) eram da primeira classe (isto é, clareiras grandes dominadas por árvores pioneiras), enquanto havia apenas 2 (6%) dessas clareiras na amostra da área de exploração de impacto reduzido. Além disso, 11 (31%) clareiras amostradas na área de exploração convencional e apenas 2 (6%) na área de EIR pertenciam à segunda classe (isto é, tamanho médio e dominadas por cipós). Sob a perspectiva silvicultural, essa é uma diferença importante, porque os níveis altos de cobertura de cipós podem impedir a regeneração e o crescimento de espécies madeireiras nas clareiras de exploração (Fox 1976, Buschbacher 1990, Fredericksen e Mostacedo 2000). Além do mais, é provável que muitas clareiras dominadas por cipós se mantenham na estatura baixa por várias décadas (Schnitzer *et al.* 2000), tornando-se improdutivas no futuro próximo.

Ao considerar de que forma os resultados deste estudo podem ser extrapolados para outras regiões, é importante observar que a densidade e a biomassa de cipós acima do solo na área de estudo são relativamente altas (Gerwing e Farias 2000), comparadas com outras áreas que foram estudadas na Bacia Amazônica (por exemplo, Klinge e Rodrigues 1973, Laurence *et al.* 2001). Uma vez que a abundância de cipós antes da extração de madeira é importante na determinação da proliferação de cipós após a exploração, nas florestas onde a densidade de cipós é mais baixa, a proporção de clareiras dominadas por cipós que se desenvolvem após a exploração pode ser menor do que a relatada aqui. Contudo, dada a natureza irregular da ocorrência de cipós em muitas florestas tropicais (Hegarty e Caballé 1991), algumas clareiras dominadas por cipós podem eventualmente ocorrer mesmo em regiões onde as densidades médias de cipós são relativamente baixas.

Este estudo fornece uma evidência de que o corte de cipós antes da extração de madeira pode reduzir sua proliferação após a exploração, porém, essa técnica não impede que clareiras dominadas por cipós se desenvolvam em florestas exploradas. Na área de EIR, observamos que 6% das clareiras tinham mais de 60% de cobertura de cipós resultante em grande parte da proliferação de rebrotos dos tocos dos cipós cortados. As taxas de rebrotamento após o corte podem ter sido influenciadas por vários fatores, incluindo o tempo decorrido entre o corte de cipós e a exploração de madeira. Neste estudo, a quantidade de rebrotamento bem-sucedido pode ter sido mantida sob controle porque os cipós foram cortados totalmente dois anos antes da exploração. Dessa maneira, muitos cipós cortados rebrotaram inicialmente, porém, os brotos morreram sem alcançarem o dossel, presumivelmente por falta de luz (J. J. Gerwing, observação pessoal). Em resposta às taxas altas de rebrotamento dos cipós, vários estudos usaram a aplicação seletiva de herbicida nos tocos dos cipós cortados, o que resultou numa grande redução no rebrotamento (Appanah e Putz 1984, Fredericksen 2000). A compreensão dos impactos do corte de cipós realizado em períodos diferentes – antes da exploração madeireira, sobre a regeneração, após a exploração – e a necessidade de aplicação de herbicida são assuntos que merecem análise em estudos futuros.

Os benefícios silviculturais do corte de cipós podem resultar em perdas no valor de conservação da floresta manejada. Embora os resultados deste estudo sugiram que a diversidade de espécies de cipó que se regeneraram nas clareiras de exploração não tenha sido negativamente afetada pelo seu corte, um grupo diverso de espécies de cipós escandentes de diâmetro grande se recuperaria lentamente após o corte de cipós, porque o incremento diamétrico dessas plantas é tipicamente muito lento. De fato, oito anos após o corte de cipós e a exploração, havia 14% menos espécies de cipó representadas por indivíduos escandentes

com diâmetro superior a 1 cm num transecto de 0,2 ha na floresta em estudo do que antes da exploração de madeira (Gerwing e Vidal 2002). Além disso, oito anos após o corte de cipós, a área basal de cipós em toda a floresta havia recuperado menos de 20% do valor encontrado antes da exploração. Essas reduções pronunciadas na abundância de cipós poderiam impactar negativamente espécies de animais que os utilizam para a alimentação e movimentação entre as copas (Gentry 1991b, Peres 1993). Na floresta em estudo, procuramos cortar todos os cipós escandentes antes da exploração madeireira. Estudos futuros poderiam concentrar-se nos protocolos do corte de cipós que buscam equilibrar as metas silviculturais de minimizar os danos da exploração e a proliferação de cipós após a exploração com as metas de conservação de preservar os papéis benéficos que essas plantas podem desempenhar no ecossistema florestal.

**ECOLOGIA
E MANEJO
DE CIPÓS
NA AMAZÔNIA
ORIENTAL**

capítulo 4

CORTE DE CIPÓS E QUEIMADA CONTROLADA COMO TRATAMENTOS SILVICULTURAIS EM UMA FLORESTA EXPLORADA NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Jeffrey J. Gerwing

RESUMO

Na Amazônia Oriental, as florestas exploradas quase sempre incluem zonas em que a diversidade de cipós é particularmente alta. Nesses “emaranhados de cipós”, o prognóstico é que as árvores tenham o seu crescimento significativamente reduzido pela competição destes, impedindo efetivamente a produção futura de madeira. Para desenvolver uma estratégia silvicultural para essas zonas, pesquisamos o impacto do corte de cipós e da queimada controlada sobre sua densidade e sobre o crescimento e regeneração das árvores numa floresta explorada na Amazônia Oriental.

Instalamos dois tratamentos e uma área testemunha em parcelas de 40 m x 40 m num desenho de blocos completos aleatorizados com seis blocos. Os tratamentos foram conduzidos durante o mês de outubro de 1997 e, durante dois anos, monitoramos o crescimento em diâmetro, a mortalidade e a regeneração das árvores, a cobertura do dossel e a densidade de cipós.

Observamos taxas médias de mortalidade depois da queimada significativamente mais altas nos cipós (79%) do que nas árvores (48%). O mesmo ocorreu com a taxa média de rebrotamento dos indivíduos mortos acima do solo (42% para os cipós *versus* 20% para as árvores). Nas parcelas queimadas, o rebroto do toco juntamente com alguns recrutamentos a partir da semente resultou no retorno de 70% da densidade de cipós encontrada nas parcelas testemunha, somente dois anos após o tratamento.

Verificamos que a incidência de luz no dossel, estimada a partir de fotografias hemisféricas deste, tiradas à altura de 1 metro acima do solo, aumentou significativamente de cerca de 4% nas parcelas testemunha para 8% nos tratamentos de corte de cipós e 12% nos tratamentos de queimada. Essas diferenças persistiram durante os dois anos de estudo.

Sem intervenção silvicultural, o incremento médio em diâmetro das árvores foi baixo (1,3 mm/ano), sugerindo que a transição da floresta para a estatura mais alta estava ocorrendo muito lentamente. Todavia, com os tratamentos, o crescimento diamétrico médio anual das árvores mais que duplicou (3 mm e

2,8 mm/ano para o tratamento de corte de cipós e de queimada, respectivamente). Os tratamentos também reduziram significativamente a ocorrência de árvores que não apresentavam nenhum crescimento no período de estudo, de 56% nas parcelas testemunha para 30% no tratamento de corte de cipós e 32% no tratamento de queimada.

Os resultados deste estudo sugerem que, embora a queimada tenha resultado no aumento do crescimento das árvores, a rápida recolonização das árvores sobreviventes pelos cipós e a alta vulnerabilidade das parcelas queimadas a queimadas repetidas não-intencionais podem não compensar qualquer provável benefício das queimadas controladas como um tratamento silvicultural para as zonas de floresta dominadas por cipós. O corte de cipós, entretanto, apresentou uma esperança, e sua adoção como parte de uma estratégia maior para a recuperação do potencial de produção de madeira nas florestas tropicais exploradas parece justificada.

INTRODUÇÃO

Os cipós são elementos notórios das florestas tropicais em todo o mundo (Gentry 1991a). Embora ocorram em todos os tipos e fases sucessionais da floresta, os cipós usualmente chegam a sua maior abundância nas áreas em regeneração após distúrbios no dossel (Hegarty e Caballé 1991). Em todo o mundo, relata-se a existência de zonas de floresta com densidades especialmente altas de cipós que são chamadas, entre outros nomes, de floresta de cipós, emaranhados de cipós, cipoal e floresta de tempestade¹. Usualmente, essa característica é interpretada como evidência de distúrbio severo no passado. Exemplos desses distúrbios incluem: o fogo na Amazônia brasileira (Pires e Prance 1985, Balée e Campbell 1990, Nelson 1994) e tempestades de vento na Venezuela (Rollet 1971), na Austrália (Webb 1968, Beard 1976), nas Antilhas (Beard 1954) e na Malásia (Wyatt-Smith 1954). As florestas exploradas são particularmente propensas ao desenvolvimento de emaranhados de cipós (Dawkins 1961, Neil 1984). Após a exploração, os cipós que caem com as copas das árvores derrubadas podem reproduzir-se e crescer rapidamente nas clareiras, sendo capazes de cobrir a vegetação em regeneração e colonizar as árvores ao redor (Appanah e Putz 1984, Pinard e Putz 1994). Evidências circunstanciais sugerem que uma vez estabelecidos, os emaranhados de cipós podem persistir relativamente sem mudanças por várias décadas (Putz 1995).

¹ São florestas formadas a partir de distúrbios causados por uma tempestade.

Desse modo, o desenvolvimento de extensos emaranhados de cipós poderia representar um obstáculo significativo para os interesses silviculturalistas tropicais em manter produções altas de madeira. No intuito de iniciar o desenvolvimento de uma estratégia silvicultural para esses emaranhados de cipós, pesquisamos quais os impactos do seu corte e da queimada controlada sobre o crescimento e a regeneração das árvores em zonas de floresta dominadas por cipós numa floresta explorada na Amazônia Oriental.

Além da alta densidade de cipós, a floresta de cipós é caracterizada pela baixa altura média de seu dossel (< 15 m) com árvores grandes emergentes ocasionais, baixa área basal de árvores, preponderância de árvores com deformação nos caules ou copas e biomassa total acima do solo baixa (Rollet 1971, Pires e Prance 1985, Gerwing e Farias 2000). Nessas condições, é provável que cipós em abundância retardem o desenvolvimento das florestas com estatura alta. Vários estudos documentaram uma correlação negativa entre as taxas de crescimento das árvores e as cargas de cipó no dossel (Lowe e Walker 1977, Putz 1984a, Clark e Clark 1990). E os experimentos com a remoção de cipós confirmam que os cipós reduzem o crescimento e a fecundidade das árvores pelo sombreamento e pela competição da raiz (Whigham 1984, Stevens 1987, Dillenburg *et al.* 1993). Além disso, os cipós podem causar deformações físicas no caule e nos galhos de suas árvores hospedeiras, que, por sua vez, podem reduzir as taxas de crescimento e aumentar as taxas de mortalidade das árvores (Lutz 1943, Putz, Lee e Goh 1984, Putz 1991). Finalmente, a queda de uma árvore carregada de cipós pode causar danos significativos às árvores adjacentes devido às conexões de cipós entre as copas (Fox 1968, Appanah e Putz 1984, Vidal *et al.* 1997), e as clareiras criadas nas florestas de cipós podem ficar cobertas por brotos dos caules dos cipós caídos do dossel.

Várias tentativas têm sido feitas para controlar os cipós nas florestas exploradas. O corte de cipós antes da derrubada das árvores é recomendado como um meio de reduzir os danos da exploração madeireira e a proliferação de cipós após a exploração (Fox 1968, Appanah e Putz 1984, Vidal *et al.* 1997). Entretanto, essa prática não tem sido amplamente implementada, e os emaranhados de cipós, que requerem tratamentos após a derrubada, têm-se desenvolvido em muitas florestas exploradas. Para essas florestas, sugere-se o corte de cipós após a derrubada (Putz, Lee e Goh 1984), mas não há relatos sobre a eficácia desse tratamento. A queimada é outro instrumento potencial para o controle de cipós. Sugere-se que os cipós são menos tolerantes ao fogo do que as árvores (Putz 1995). Em decorrência disso, a queimada tem sido a alternativa para reduzir a densidade de emaranhados de cipós nas florestas exploradas (Chaplin 1985) e florestas intactas em áreas de transição floresta-savana (Beard, Claton-Greene e Kenneally 1984).

Neste estudo, objetivamos avaliar os efeitos da abundância de cipós no crescimento e desenvolvimento da floresta e os impactos dos tratamentos de corte de cipós e de queimada controlada na recuperação da floresta em zonas dominadas por cipós numa floresta explorada na Amazônia Oriental. Especificamente, testamos: (i) se o corte de cipós e a queimada controlada reduziam a densidade de cipós; (ii) se os cipós eram menos tolerantes ao fogo do que as árvores; (iii) se o corte de cipós e a queimada controlada aumentavam o crescimento das árvores em diâmetro durante um período de dois anos; (iv) se o corte de cipós e a queimada controlada aumentavam a incidência de luz no dossel; e (v) se o corte de cipós e a queimada controlada aumentavam o crescimento e o recrutamento das árvores jovens.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo consistia de 2.500 ha de floresta em terreno plano que haviam sido explorados seletivamente oito anos antes do estudo. Na época, as operações de exploração típicas na região extraíam três a nove árvores por hectare (20 m³/ha a 60 m³/ha) (Veríssimo *et al.* 1992). A exploração na região foi conduzida sem planejamento (Uhl e Vieira 1989) e os danos causados pela construção de estradas e pela extração e derrubada das árvores, em geral, resultaram na redução de 20% da cobertura do dossel e de 40% na densidade de árvores com diâmetro superior a 10 cm e, ainda, no distúrbio, em cerca de 30% do solo florestal (Johns, Barreto e Uhl 1996).

DESENHO EXPERIMENTAL

Instalamos os tratamentos e uma área testemunha em parcelas de 40 m x 40 m em um desenho de blocos completos aleatorizados de seis blocos. Para escolher os locais nos quais seriam instalados os blocos, foi necessário abrir trilhas e caminhar nas estradas de exploração antigas. Procuramos então zonas contíguas de floresta dominadas por cipós, grandes o suficiente para conter três parcelas e distantes pelo menos 500 m de outro bloco. Para o propósito deste estudo, determinamos floresta dominada por cipós uma área contendo uma estimativa de mais de 4.000 cipós escandentes por hectare. Dispusemos as parcelas em cada bloco de maneira a incluir o mínimo possível clareiras resultantes de exploração madeireira, trilhas de arraste e amontoados de resíduos da exploração. Além disso, evitamos sobrepor os limites das parcelas.

Durante setembro de 1997, medimos o diâmetro com precisão de 1 mm de todas as árvores com DAP (diâmetro à altura do peito) superior a 5 cm, varetas com altura superior a 1 m de espécies com valor comercial atual e árvores com

diâmetro de 2 cm a 5 cm que ocorriam na parte central de 20 m x 20 m de cada parcela. Para isso, utilizamos uma fita de fibra de vidro (para árvores com DAP > 5 cm) ou sutas de plástico (para árvores com DAP < 5 cm). Marcamos as árvores grandes com etiquetas de alumínio fixadas com pregos de modo que a base da etiqueta correspondesse ao ponto de medição. Nas árvores menores, fixamos as etiquetas com arame e, com um marcador permanente, marcamos os pontos de medição do diâmetro. Classificamos qualitativamente cada árvore, considerando uma escala de quatro pontos para a forma da copa (1 para copa perfeita; 2 para copa boa, círculo irregular; 3 para copa regular, notadamente assimétrica; 4 para copa pobre, poucos galhos ou nenhum galho principal); carga de cipós (1 para nenhuma carga; 2 para carga leve, poucos cipós do tronco até o dossel com menos de 1/3 coberto de cipós; 3 para carga moderada, dossel com 1/3 a 2/3 coberto de cipós; 4 para carga pesada, dossel com mais de 2/3 cobertos de cipós); e iluminação da copa (1 para somente iluminação lateral; 2 para iluminação parcial somente na parte de cima; 3 para iluminação total na parte de cima; e 4 para emergente). Classificamos também todas as árvores em comerciais ou não-comerciais, com base na aceitabilidade atual da espécie nas serrarias da região. Subdividimos ainda as árvores de espécies comerciais de acordo com a forma de seu caule. Aquelas que possuíam uma parte do caule reta com pelo menos 4 m de comprimento foram classificadas como árvores potenciais para colheita no futuro.

Os tratamentos de corte de cipós e de queimada foram conduzidos durante outubro de 1997, após mais de um mês sem chuva. Nas parcelas designadas para o corte de cipós, com um facão, procuramos cortar todos os cipós escandentes de 50 cm do chão até à altura do ombro. Todavia, após o corte inicial de cipós, 10% destes não haviam sido cortados. Desse modo, um mês depois, o tratamento foi repetido. Nas parcelas designadas para a queimada, abrimos aceiros de 1 m de largura ao redor de seus perímetros. As árvores derrubadas que ocorriam na área dos aceiros foram serradas em partes de aproximadamente 1 m para facilitar sua remoção. A liteira fina dos aceiros foi empilhada ao longo das bordas das parcelas para servirem de combustível para iniciar as queimadas. Para reduzir o risco de o fogo se espalhar para a floresta adjacente, queimamos as parcelas partindo das bordas para os centros. Isso foi feito queimando simultaneamente a liteira empilhada ao longo de todas as quatro bordas da parcela. Cada queimada foi feita em dias diferentes, e todas foram iniciadas às 11:30 horas. A duração da queimada na parcela foi de uma a duas horas, porém, algumas toras e tocos continuaram em chamas por até 32 horas. Para minimizar as chances de o fogo se espalhar para as florestas adjacentes, em três casos isolados apagamos o fogo nas pontas de galhos que queimavam antes do fim do dia. Para entender melhor a relação entre o contato do fogo e a mortalidade após incêndio, logo após a queimada, todas as árvores e cipós com DAP superior a 2 cm previamente marcados receberam uma classificação qualitativa de queimada com base na

evidência de carbonização do caule. As categorias de queimada foram: 1 para não queimada; 2 para levemente queimada (casca carbonizada em menos da metade da circunferência); 3 para queimada moderadamente (casca carbonizada em mais da metade da circunferência); 4 para severamente queimada (parte da casca queimada até a madeira).

AVALIAÇÃO DOS TRATAMENTOS

Quantificamos os impactos dos tratamentos na densidade de cipós por meio de inventários conduzidos dois anos após o tratamento. Medimos e contamos todos os cipós escandentes em subparcelas de 10 m x 20 m e os cipós independentes com altura superior a 25 cm em subparcelas de 5 m x 20 m próximas ao centro de cada parcela de tratamento. Registramos o modo de recrutamento de cada indivíduo (isto é, rebroto do caule ou broto da raiz, novos recrutamentos a partir da semente ou indivíduos escandentes que permaneceram depois do corte ou da queimada). Em muitos casos, foi necessário fazer pequenas escavações para determinar o modo de recrutamento.

Além disso, avaliamos a mortalidade e o crescimento diamétrico das árvores e a abundância de árvores jovens dois anos após as medições iniciais. Medimos novamente todas as árvores marcadas sobreviventes. Avaliamos a precisão das medições do diâmetro medindo repetidamente cem árvores, duas semanas após a segunda medição. Esses dados indicaram que o intervalo de confiança de 90% para a medição do diâmetro foi de aproximadamente 1,3 mm. Desse modo, embora os valores reais de crescimento tenham sido usados em todas as análises que foram baseadas na média de crescimento, quando calculada a porcentagem de árvores que de fato cresceram numa dada parcela, indivíduos com incremento diamétrico total inferior ou igual a 1 mm foram considerados com incremento igual a zero. Estimamos a quantidade de varetas de espécies comerciais contando todos os indivíduos com mais de 25 cm de altura e menos de 2 cm de diâmetro na parcela de 20 m x 20 m no centro de cada parcela.

Quantificamos os impactos dos tratamentos sobre a cobertura do dossel usando fotografias hemisféricas deste, tiradas à altura de 1 m. O local determinado para fazer a foto foi o centro de 20 m x 20 m de cada parcela, em cada esquina de uma grade de 10 m x 10 m, resultando em nove pontos espaçados igualmente. Marcamos cada ponto de foto com uma vara de aço fincada no chão. Para todas as análises, as médias dos nove pontos de cada parcela foram tratadas como amostras. Fizemos as fotografias 1 mês antes do corte de cipós e da queimada, as quais foram repetidas 1 mês, 8, 16 e 24 meses após o tratamento. Analisamos as fotografias usando o programa Gap Light Analyser, versão 2.0 (Frazer, Canham e Lertzman 1999) para estimar a porcentagem de luz total incidente no dossel.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Avaliamos os efeitos dos tratamentos sobre a densidade de cipós e o crescimento das árvores usando análise de variância de blocos aleatorizados (Anava) com tratamentos considerados como efeitos fixos e blocos como efeitos aleatórios. Com base nas suposições de que os blocos eram uma variável aleatória e que não havia nenhuma interação entre os blocos e os tratamentos, o quadrado médio dos resíduos foi usado como o termo-erro para os efeitos do tratamento (Steel e Torrie 1980; Newman, Bergelson e Grafen 1997). A Anava foi conduzida usando a rotina de Anava balanceada no programa Minitab versão 11 (Minitab Inc., State College, PA, EUA). Quando necessário, os dados foram transformados em log natural ou log natural + 1 antes das análises para melhorar a homocedasticidade. Quando conduzimos várias análises nos mesmos dados, usamos as correções seqüenciais de Bonferroni para controlar a taxa de erro do tipo I global (Holm 1979, como descrito em Rice 1989).

Conduzimos a análise estatística dos efeitos do tratamento sobre a transmissão de luz no dossel usando Anava de medidas repetidas, com a data de medição como um fator dentro dos objetos e bloco e tratamento como fatores entre objetos (von Ende 1993). Apesar de terem sido calculadas, as correções de Huyn-Feldt e Greenhouse-Geisser para possíveis violações da suposição da esfericidade da Anava de medidas repetidas (von Ende 1993) não são relatadas porque não modificam a significância de nenhum dos valores de probabilidade. A Anava de medidas repetidas foi conduzida usando a sub-rotina de medidas repetidas do módulo de modelo linear geral do SPSS 9.0 (SPSS Inc., Chicago, IL).

RESULTADOS

ABUNDÂNCIA DE CIPÓS APÓS O TRATAMENTO

Em geral, houve um efeito significativo do tratamento sobre a densidade média de cipós escandentes após dois anos (Figura 1). Tanto o tratamento de corte de cipós quanto o de queimada reduziram significativamente o número de cipós escandentes comparado à testemunha. Essas diferenças resultaram dos declínios acentuados na densidade de cipós médios a grandes (diâmetro > 1 cm) nas parcelas de tratamento (Figura 1). Em contraste, os cipós finos (diâmetro < 1 cm) eram igualmente ou mais comuns nas parcelas tratadas que nas parcelas testemunha.

Em ambos os tratamentos, a maioria dos cipós escandentes presentes no final do estudo originou-se como brotos (88% nas parcelas de corte de cipós e 52% nas parcelas queimadas). O recrutamento a partir da semente também foi importante nas parcelas queimadas, nas quais as plântulas recrutadas

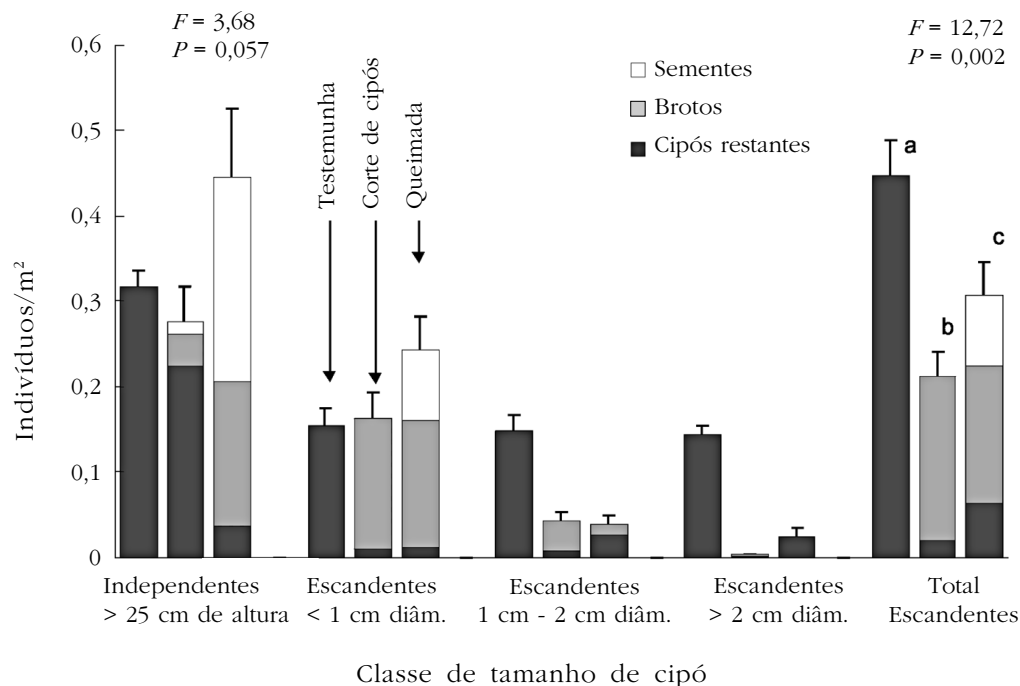


Figura 1. Comparações da densidade de cipós (média + erro-padrão) por modo de estabelecimento em quatro classes de tamanho entre as parcelas testemunha (barra à esquerda de cada grupo), tratamento de corte de cipós (barra central de cada grupo) e tratamento de queimada (barra à direita de cada grupo) dois anos após o tratamento das zonas de floresta dominadas por cipós próximo de Paragominas, Pará. A análise estatística da densidade de cipós independentes e do total de cipós escandentes foi de uma Anava de blocos completos aleatorizados sobre os dados transformados em log natural + 1 da Anava (g.l. = 2,10). Os efeitos de blocos não foram significativos. As diferentes letras sobscritas indicam diferenças significativas ($P < 0,05$) entre as médias utilizando o teste de Tukey.

representaram 34% dos cipós finos. A maioria (84%) dos indivíduos com diâmetro superior a 1 cm nas parcelas queimadas eram indivíduos que haviam sobrevivido ao tratamento de queimada. Muitos desses indivíduos sobreviventes sofreram pouco ou nenhum contato com o fogo. Isso ocorreu porque eles estavam nos centros dos densos emaranhados de cipós e foram protegidos pelos cipós ainda vivos caídos sobre as bordas exteriores desses emaranhados. Tais emaranhados proporcionaram barreiras horizontais não-flamáveis que impediram o espalhamento do fogo rasteiro para os centros dos emaranhados (J. J. Gerwing, observação pessoal).

Antes do tratamento, cerca de 90% das árvores com DAP superior a 5 cm carregavam alguns cipós e 70% possuíam cargas moderadas ou pesadas de cipós em suas copas. Esses valores são substancialmente mais altos do que as

taxas de 38% a 58% de ocupação por cipós encontradas nos oito estudos sobre florestas tropicais úmidas resumidos em Clark e Clark (1990). Esses autores também salientam a dominância de cipós nas parcelas de estudo. Dois anos após o tratamento, a proporção de árvores com cipós foi substancialmente reduzida nas parcelas de tratamento (Figura 2) – 66% e 38% das árvores nos tratamentos de corte de cipós e de queimada, respectivamente, não continham cipós.

Os cipós independentes⁴ com altura superior a 25 cm eram cerca de 50% mais abundantes nas parcelas queimadas que nas parcelas testemunha ou nas parcelas de tratamento de corte de cipós (Figura 1), embora essa diferença tenha sido apenas moderadamente significativa ($F_{2,10} = 3,86$, $P = 0,057$). As plântulas recentemente estabelecidas representaram mais da metade do total de cipós independentes nas parcelas queimadas.

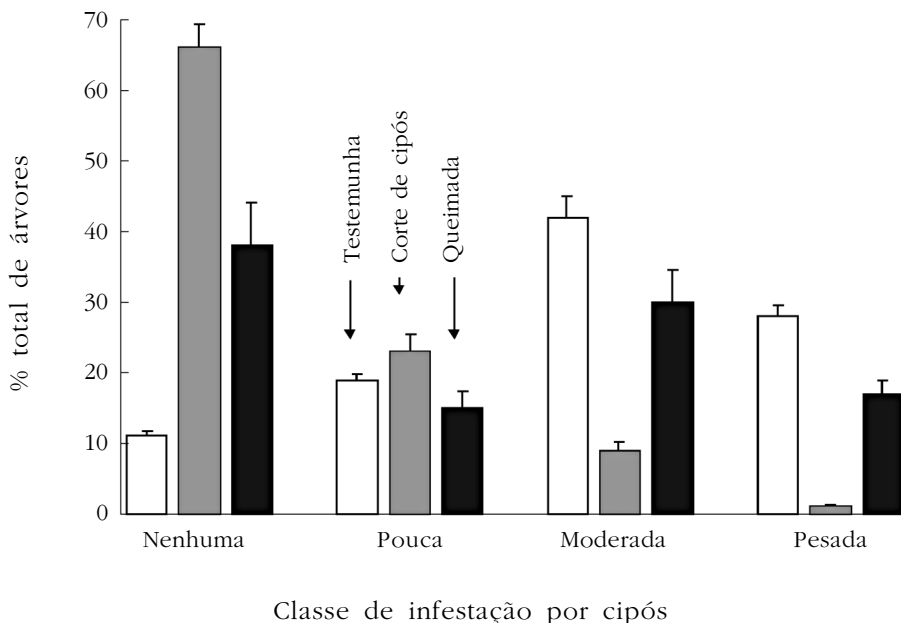


Figura 2. Infestação média (+ erro-padrão) das árvores por cipós na área testemunha (barras abertas) e tratamentos de corte de cipós (barras riscadas) e de queimada (barras sombreadas) dois anos após os tratamentos em zonas de floresta dominadas por cipós próximo de Paragominas, Pará. Classes de infestação por cipós como descritas nos métodos. Havia $n = 6$ parcelas de 40 m x 40 m por tratamento.

⁴ A maioria dos cipós tem uma fase de plântula independente antes do início da ascensão. Nessa fase, os cipós necessitam de base de apoio para se manterem eretos.

MORTALIDADE E BROTAÇÃO APÓS QUEIMADA

A mortalidade média de indivíduos com diâmetro superior ou igual a 2 cm nas parcelas queimadas foi significativamente mais alta para os cipós ($79 \pm 9\%$; média $\pm$ desvio-padrão) do que para as árvores ($48 \pm 17\%$) (teste-*t* pareado no qual cada par de taxas de mortalidade de cipós e árvores foi obtido de cada parcela, $t = 9.093$, g.l. = 5, $P < 0,001$). Como a tolerância ao fogo está correlacionada com o diâmetro do caule em ambos os grupos (Uhl e Kauffman 1990, Pinard, Putz e Licona 1999), essa diferença na mortalidade relacionada ao fogo foi em parte devido ao fato de os cipós serem, em média, mais finos do que as árvores. Quando somente os indivíduos com diâmetro de 2 cm a 5 cm foram considerados, a diferença nas taxas de mortalidade entre os cipós e as árvores foi reduzida ($83 \pm 8\%$ para cipós *versus* $67 \pm 7\%$ para árvores), mas ainda assim permaneceu significativa (teste-*t* pareado, $t = 3,14$, g.l. = 5, $P = 0,013$).

A diferença na taxa de mortalidade entre os cipós e as árvores pequenas pode ser grandemente explicada pelas diferenças no contato com o fogo (Figura 3a). Os cipós, quando comparados com as árvores pequenas, são significativamente mais prováveis de serem moderadamente ou severamente queimados (teste Qui-Quadrado, comparando as distribuições de indivíduos entre as classes de queimadura, nas quais indivíduos de todas as parcelas foram combinados numa única análise, $c^2 = 71,85$, g.l. = 3, $P < 0,001$). Uma provável explicação para essa tendência é que muitos cipós escandentes eram partes de indivíduos que estavam no chão, local onde eram mais suscetíveis ao contato com o fogo do que as árvores posicionadas verticalmente. Entre as árvores, a distribuição das classes de contato com o fogo não diferiram entre as classes de diâmetro ($c^2 = 7,14$, g.l. = 6, $P = 0,308$).

Tanto os cipós quanto as árvores tiveram uma tendência óbvia de aumento da mortalidade com o aumento do contato com o fogo (Figura 3b). A mortalidade de cipós variou de 58% nos indivíduos levemente queimados para 97% nos indivíduos severamente queimados. Em nenhuma das classes de contato com o fogo houve uma diferença significativa na mortalidade entre os cipós e as árvores pequenas [testes Qui-quadrado, comparando a mortalidade de indivíduos dentro das classes de contato com o fogo, nas quais os indivíduos de todas as parcelas foram combinados para cada análise, todos os valores de probabilidade ($P > 0,3$)].

As taxas de rebrotamento dos indivíduos mortos foram as mais altas para os cipós ($42 \pm 10\%$), intermediárias para as árvores pequenas com DAP inferior a 10 cm ($29 \pm 13\%$) e as mais baixas para as árvores grandes com DAP superior a 10 cm ($12 \pm 9\%$) (Figura 3c). O rebrotamento dos cipós variou significativamente entre as classes de contato com o fogo ($c^2 = 32,07$, g.l. = 3, $P < 0,001$), sendo mais pobre que o esperado nos indivíduos mais severamente queimados. O rebrotamento das árvores não apresentou nenhum padrão com respeito à intensidade do contato com o fogo (Figura 3c).

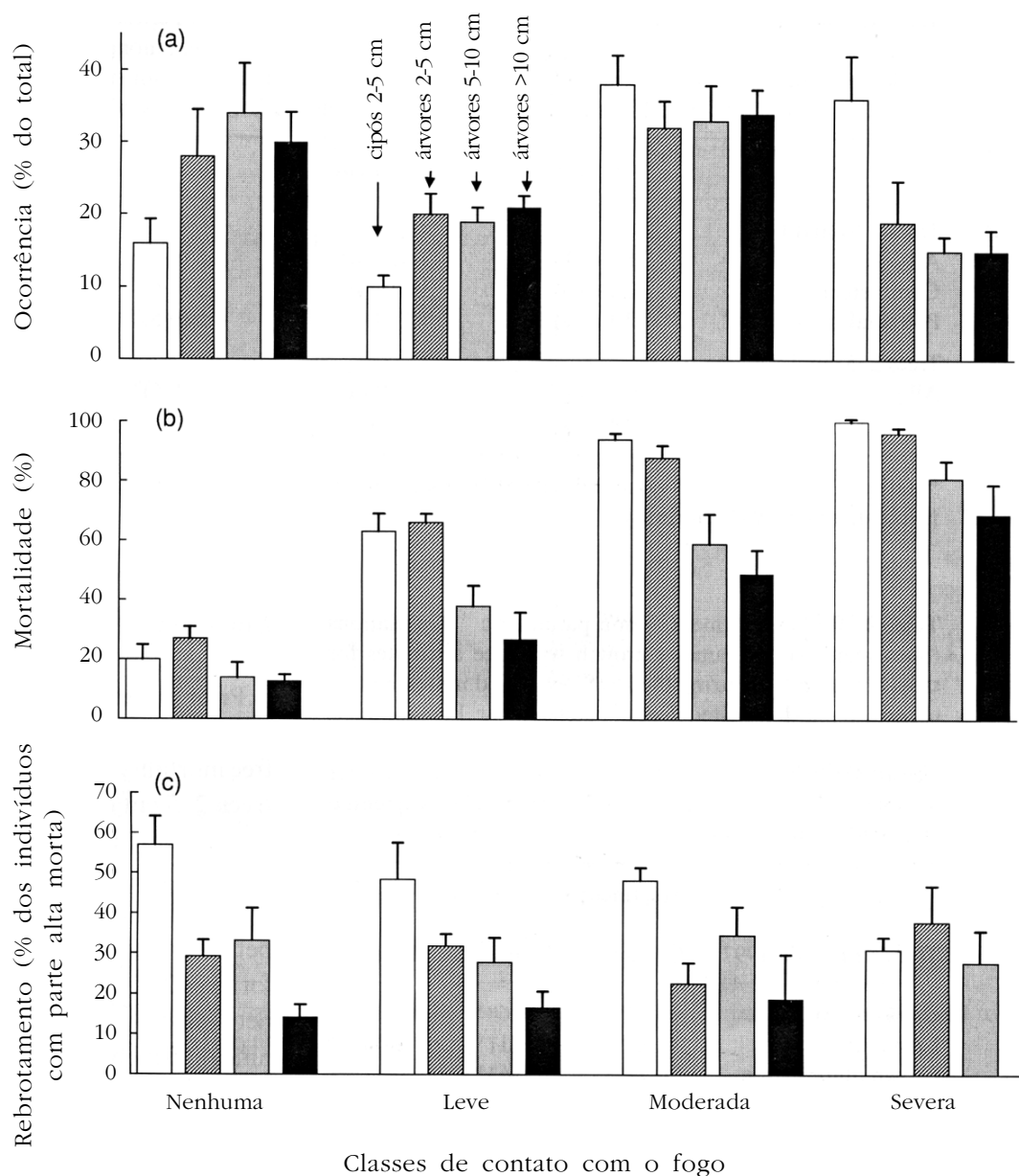


Figura 3. Comparação da média (+ erro-padrão) (a) de ocorrência, (b) mortalidade e (c) rebrotamento do toco dos cipós (barras abertas), árvores com DAP de 2 cm a 5 cm (barras riscadas), árvores com DAP de 5,1 cm a 10 cm (barras levemente sombreadas) e árvores com DAP superior a 10 cm (barras fortemente sombreadas) em diferentes categorias de contato com o fogo, dois anos após a queimada controlada das zonas de floresta dominadas por cipós próximo de Paragominas, Pará. Não houve nenhuma árvore na classe de diâmetro superior a 10 cm que estivesse severamente queimada e rebrotada. Havia $n = 6$ parcelas de 40 m x 40 m por tratamento.

CRESCIMENTO DAS ÁRVORES E DESENVOLVIMENTO DA FLORESTA

Os tratamentos de corte de cipós e de queimada resultaram no aumento de mais que o dobro da taxa média de crescimento de diâmetro de todas as árvores com DAP superior a 5 cm (Tabela 1). Considerando somente os indivíduos de espécies comerciais e o subgrupo de árvores com potencial para colheita, os aumentos absolutos de crescimento foram um pouco menores, embora ainda estatisticamente significativos. Os dois tratamentos tiveram efeitos muito similares sobre o crescimento das árvores e foram estatisticamente indistinguíveis um do outro. As taxas médias de crescimento de todas as árvores com DAP de 2 cm a 5 cm mais do que triplicaram após os tratamentos (Tabela 1). Todavia, nessa classe de tamanho, os subgrupos de espécies comerciais e árvores com potencial para colheita apresentaram aumentos de crescimento menores, que não eram estatisticamente significativos.

As baixas taxas médias de crescimento nas parcelas testemunha são explicadas em parte pelo grande número de árvores que não cresceram. Mais da metade das árvores nas parcelas testemunha não apresentaram crescimento ou apresentaram crescimento negativo durante os dois anos de estudo ($56 \pm 5\%$ de árvores com DAP > 5 cm e $61 \pm 7\%$ de árvores com DAP de 2 cm a 5 cm; média $\pm$ desvio-padrão). Nas parcelas tratadas, houve significativamente menos árvores que não cresceram (árvores com DAP > 5 cm $30 \pm 8\%$ nas parcelas de corte de cipós e $32 \pm 8\%$ nas parcelas queimadas, $F_{2,10} = 31,17$, $P < 0,001$; árvores com DAP entre 2 cm a 5 cm $30 \pm 5\%$ nas parcelas de corte de cipós e $26 \pm 12\%$ nas parcelas queimadas, $F_{2,10} = 21,55$, $P < 0,001$).

Tabela 1. Incremento diamétrico (mm) médio (erro-padrão) anual durante o período 1997-1999 de árvores em parcelas tratadas e testemunha em zonas de floresta dominadas por cipós próximo de Paragominas, Pará. As comparações estatísticas entre os tratamentos foram de uma Anava de blocos completos aleatorizados ($n = 6$) dos dados transformados em log natural + 1. Os efeitos do bloco não foram significativos ($P > 0,05$). As diferentes letras sobrescritas denotam uma diferença significativa ($P \leq 0,05$) entre os tratamentos utilizando o teste de Tukey.

	Testemunha	Corte de cipós	Queimada	g.l.	F	P^*
Árvores DAP $\geq$ 5 cm						
Todas	1,3 (0,1) ^a	3,0 (0,2) ^b	2,8 (0,2) ^b	2,10	27,99	0,000
Comercial	2,1 (0,3) ^a	3,6 (0,4) ^b	4,3 (0,6) ^b	2,10	10,14	0,004
Árvores c/ potencial p/ colheita	2,1 (0,4) ^a	4,1 (0,4) ^b	4,5 (0,5) ^b	2,10	11,51	0,003
Árvores DAP 2 cm - 5 cm						
Todas	0,8 (0,1) ^a	2,5 (0,4) ^b	2,5 (0,6) ^b	2,10	6,41	0,016
Comercial	2,2 (0,2)	3,0 (0,5)	ND †	1,5	4,77	0,081
Árvores c/ potencial p/ colheita	2,1 (0,2)	3,1 (0,5)	ND †	1,5	9,63	0,027

*Os valores - P estatisticamente significativos ($P < 0,05$) após correção sequencial de Bonferroni estão em negrito.

† Não há dados devido à alta mortalidade.

Nos tratamentos, o crescimento das árvores com DAP superior a 50 cm estava fortemente correlacionado com a forma e iluminação da copa e inversamente correlacionado com a carga de cipós (Tabela 2). Essa correlação inversa entre a carga de cipós na árvore e o crescimento do diâmetro foi igualmente observada no tratamento de corte de cipós, no qual as árvores foram deixadas livres de cipós durante o estudo. Isso poderia ter várias explicações; uma delas é a maior probabilidade de os cipós infestarem árvores que já estão crescendo lentamente (Putz, Lee e Goh 1984). Os cipós também podem causar danos às árvores, como deformações na copa ou no caule, que poderiam afetar negativamente o seu crescimento mesmo após a remoção dos cipós. Na maioria dos casos, houve diferenças significativas no crescimento das árvores entre os tratamentos quando cada classe de forma da copa ou carga de cipó foi considerada separadamente (Figura 4). Somente as árvores que foram originalmente classificadas como tendo carga zero de cipó não tiveram diferenças significativas no crescimento médio do diâmetro entre os tratamentos.

Tabela 2. Correlações não-paramétricas (r de Spearman) do crescimento do diâmetro com as características da árvore entre os tratamentos, das árvores com DAP superior a 5 cm, no período 1997-1999, em parcelas de floresta tratadas e testemunha dominadas por cipós próximo de Paragominas, Pará. $n = 24$ para cada combinação de tratamento com característica da árvore (isto é, seis repetições por tratamento x quatro níveis por característica). Todas as correlações foram significativas após correções sequenciais de Bonferroni.

Característica da árvore em 1997	Tratamento		
	Testemunha	Corte de cipós	Queimada
Forma da copa	0,89 ***	0,86 ***	0,83 ***
Carga de cipós	-0,88 ***	-0,51 **	-0,73 ***
Iluminação da copa	0,94 ***	0,96 ***	0,87 ***

** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

Antes dos tratamentos, a área basal de árvores nas parcelas de estudo era cerca de 15 m²/ha. Durante os dois anos de estudo, a alta mortalidade de árvores (41% para árvores com DAP > 5 cm e 67% para árvores com DAP entre 2 cm a 5 cm) nas parcelas queimadas resultou em reduções significativas na densidade e área basal de árvores com DAP superior a 5 cm (Tabela 3). Nas parcelas testemunha e de corte de cipós, os níveis de mortalidade das árvores foram mais baixos e semelhantes entre os tratamentos (3% para árvores com DAP > 5 cm e 10% para árvores com DAP entre 2 cm a 5 cm). Em ambos os casos, o balanço entre mortalidade e recrutamento não resultou em nenhuma mudança líquida significativa na densidade de árvores (Tabela 3). Entretanto, a área basal de árvores aumentou 5% após o corte de cipós enquanto se manteve sem mudanças nas parcelas testemunha.

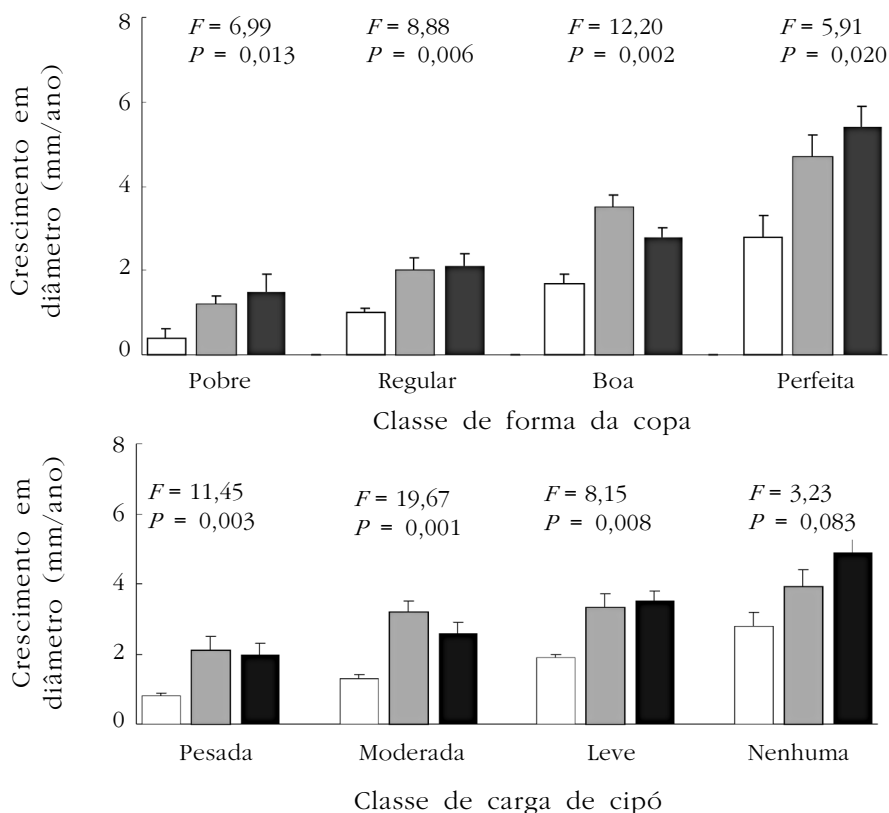


Figura 4. Comparação do crescimento diamétrico médio (+ erro-padrão) das árvores entre a parcela testemunha (barras abertas), os tratamentos de corte de cipós (barras riscadas) e os de queimada (barras sombreadas) por classe de característica da árvore, durante o período 1997-1999, em zonas de floresta dominadas por cipós próximo de Paragominas, Pará. As comparações estatísticas entre os tratamentos foram da Anava de blocos completos aleatorizados (g.l. = 2,10). Todos os valores - $P < 0,05$ permaneceram significativos após correções sequenciais de Bonferroni. Os efeitos de bloco não foram significativos.

Tabela 3. Efeitos dos tratamentos de corte de cipós e de queimada sobre a área basal média (erro-padrão) e a densidade média de árvores com DAP superior a 5 cm em zonas de floresta dominadas por cipós próximo de Paragominas, Pará.

	Pré-tratamento	2 anos pós-tratamento	Estatística
Densidade de cipós (ind./ha)			
Testemunha	1.211 (36)	1.180 (39)	($t = 0,90$, $P = 0,411$)
Corte de cipós	1.239 (64)	1.249 (61)	($t = 0,91$, $P = 0,404$)
Queimada	1.157 (44)	724 (91)	($t = 5,87$, $P = 0,002$)
Área basal (m ² /ha)			
Testemunha	15,6 (0,6)	15,7 (0,7)	($t = 1,10$, $P = 0,320$)
Corte de cipós	14,7 (0,8)	15,5 (1,0)	($t = 2,95$, $P = 0,032$)
Queimada	15,6 (0,7)	10,4 (1,3)	($t = 4,85$, $P = 0,004$)

Nota: A comparação estatística dos valores pré e pós-tratamento foram de testes- t pareados, $n = 6$.

COBERTURA DO DOSEL E SOBREVIVÊNCIA E CRESCIMENTO DAS VARETAS

Antes do corte de cipós e da queimada, a transmissão estimada de luz incidente no dossel era cerca de 4% para todos os tratamentos (Figura 5). Entretanto, após os tratamentos, houve um aumento significativo na transmissão de luz no dossel nas parcelas tratadas (Tabela 4). Essas diferenças estavam presentes um mês após o tratamento e persistiram por todo o período de dois anos do estudo (Figura 5). Os efeitos da queimada sobre a iluminação no dossel aumentaram durante o período das três primeiras medições quando as árvores mortas pelo fogo continuavam a cair. Todavia, após dois anos, a regeneração havia restabelecido a cobertura do dossel à altura dos pontos de medição (1 m) (Figura 5). Os efeitos do corte de cipós sobre a cobertura do dossel foram menos pronunciados que aqueles da queimada, mas ainda assim foram significativos. Na última data de medição, a incidência de luz nas parcelas de corte de cipós era o dobro da incidência medida nas parcelas testemunha (cerca de 8% *versus* 4%). Tanto as parcelas de corte de cipós quanto as parcelas testemunha apresentaram uma tendência para redução da cobertura do dossel (isto é, incidência de luz mais alta e Índice de Área Foliar - IAF mais baixo) na estação seca (medições em novembro de 1997 e novembro de 1999) comparada com a estação de chuvas (medições em julho de 1998 e março de 1999) (Figura 5).

A mortalidade de varetas de espécies comerciais com altura superior a 1 m e DAP inferior a 2 cm foi quase completa nas parcelas queimadas (74%). Havia uma tendência de maior mortalidade nas parcelas de corte de cipós do que nas

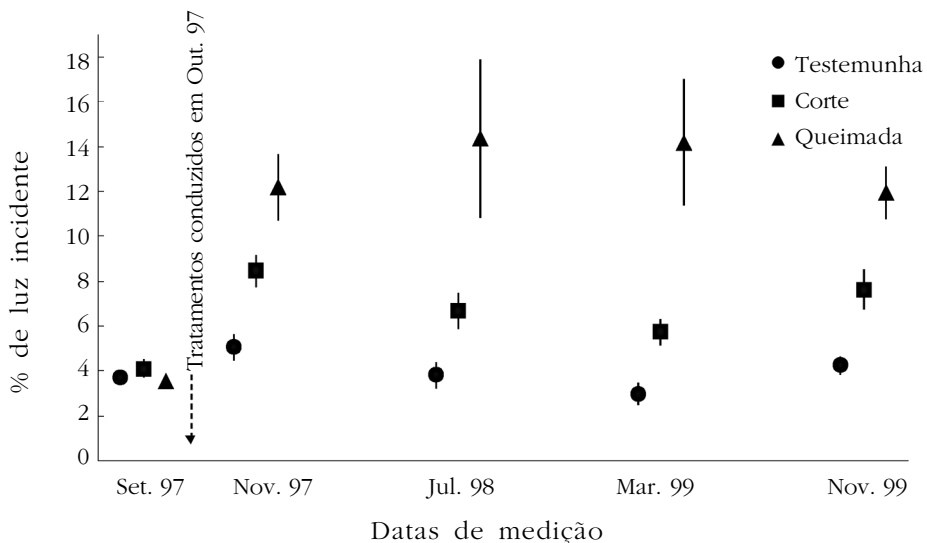


Figura 5. Porcentagem média ($\pm$ erro-padrão) de luz incidente por data de medição nas zonas de floresta dominadas por cipós submetidas a tratamentos de corte de cipós e queimada próximo de Paragominas, Pará.

Tabela 4. Resumo de estatísticas da Anava de medidas repetidas de porcentagem de luz incidente no dossel em parcelas tratadas silviculturalmente e parcelas testemunha em zonas de floresta dominadas por cipós próximo de Paragominas, Pará.

Fonte de variação	g.l.	q.m.	F	P
Entre objetos (blocos e tratamentos)				
Tratamento	2	1,56	34,19	<0,001
Bloco	5	0,11	2,48	0,104
Erro	10	0,046		
Entre objetos (períodos de medição)				
Época	3	0,050	4,83	0,007
Época x tratamento	6	0,025	2,38	0,053
Época x bloco	15	0,011	1,03	0,451
Erro	30	0,010		

Nota: Comparações dos tratamentos entre as parcelas testemunha, de corte de cipós e de queimada. A época refere-se às quatro datas de medição após os tratamentos, distribuídas ao longo do período de dois anos de estudo. Os dados foram transformados usando log natural + 1 antes da análise.

parcelas testemunha devido ao esmagamento das varetas pelos fragmentos de cipós que caíam (J. J. Gerwing, observação pessoal), porém essa diferença não foi estatisticamente significativa (Tabela 5). Para as varetas que sobreviveram, tanto o crescimento em altura quanto o crescimento em diâmetro aumentaram significativamente por causa do corte de cipós (Tabela 5). Essas diferenças foram especialmente pronunciadas para as varetas da *Tachigalia paniculata* Aulb., uma espécie pioneira com crescimento monopodial, cujo crescimento médio em altura chegou a 118 cm durante os dois anos de estudo nas parcelas cortadas, comparado com os 9 cm nas parcelas testemunha.

Dois anos após o tratamento houve diferenças substanciais na composição de espécies do conjunto de varetas de espécies comerciais entre os tratamentos (Tabela 6). Nas parcelas queimadas, três espécies que não estavam presentes ou tinham menor importância nas parcelas testemunha (*Jacaranda copaia* D. Don, *Tabebuia* sp. e *Cordia bicolor* A. DC.) representaram cerca de 90% do total de indivíduos. A densidade total de indivíduos diferiu significativamente entre os tratamentos ($F_{2,10} = 8,45$, $P = 0,007$; os dados foram transformados usando log), com uma tendência de ocorrência de menos varetas nas parcelas cortadas e de mais varetas nas parcelas queimadas do que nas parcelas testemunha (Tabela 6). Todavia, essas diferenças não foram significativas ($P > 0,05$; teste de Tukey nos dados transformados usando log).

Tabela 5. Os efeitos do corte de cipós sobre a mortalidade média e o crescimento médio de varetas com altura superior a 1 m e DAP inferior a 2 cm durante o período 1997 – 1999, em zonas de floresta dominadas por cipós próximo de Paragominas, Pará.

	Testemunha	Corte de cipós	Estatística
Mortalidade (%)			
Espécies comerciais	6 (6)	18 (7)	($t = 1,42$, g.l. = 9, $P = 0,095$)
<i>Tachigalia paniculata</i>	3 (3)	16 (7)	($t = 1,77$, g.l. = 7, $P = 0,060$)
Crescimento em diâmetro (mm)			
Espécies comerciais	0,8 (0)	1,1 (0,1)	($t = 2,48$, g.l. = 8, $P = 0,021$)
<i>Tachigalia paniculata</i>	0,6 (0,2)	4,7 (0,7)	($t = 6,07$, g.l. = 6, $P < 0,001$) †
Crescimento em altura (cm)			
Espécies comerciais	16 (7)	97 (21)	($t = 4,18$, g.l. = 8, $P = 0,002$) †
<i>Tachigalia paniculata</i>	9 (3)	118 (8)	($t = 7,68$, g.l. = 6, $P < 0,001$) †

Notas: Todos os testes- t foram conduzidos assumindo variâncias desiguais, $n = 6$.

Valores entre parênteses significam desvio-padrão.

† Dados transformados usando log.

Tabela 6. Os efeitos do corte de cipós e da queimada sobre a densidade média de varetas de espécies comerciais com altura superior a 25 cm e DAP inferior a 2 cm, dois anos após o tratamento em zonas de floresta dominadas por cipós próximo de Paragominas, Pará. $n = 6$.

Espécies	Tratamento					
	Testemunha		Corte de cipós		Queimada	
	Nº/ha	%	Nº/ha	%	Nº/ha	%
<i>Tetragastris altissima</i> (Aulb.) SwaRt	143 (36)	39	67 (27)	25	13 (9)	3
<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i>	95 (24)	26	17 (7)	6	34 (22)	7
<i>Manilkara huberi</i> (Ducke.) Standl.	43 (19)	12	29 (21)	11	0	0
<i>Cordia bicolor</i> A. DC.	17 (17)	5	25 (25)	9	63 (33)	12
<i>Tachigalia myrmecophylla</i> (Ducke.)	16 (6)	4	77 (24)	29	4 (4)	1
<i>Tabebuia</i> sp.	10 (9)	3	0	0	108 (54)	21
<i>Sterculia speciosa</i> K. Schum.	9 (9)	2	34 (34)	13	0	0
<i>Jacarandá copaia</i> (Aulb.) D. Don	0	0	8 (8)	3	288 (86)	55
Outras	34	9	12	4	13	2
Total	366 ^{ab} (43)		269 ^a (37)		521 ^b (64)	

Notas: As diferentes letras sobrescritas denotam uma diferença significativa ($P = 0,05$) entre os tratamentos utilizando o teste de Tukey nos dados transformados usando log.

Valores entre parênteses significam desvio-padrão.

DISCUSSÃO

CRESCIMENTO E DESENVOLVIMENTO DAS FLORESTAS DOMINADAS POR CIPÓS

Sem intervenção silvicultural, as taxas de crescimento das árvores nas zonas de floresta dominadas por cipós eram baixas. Em geral, as florestas na região respondem à exploração com um aumento de crescimento num período de três a quatro anos, seguido de um declínio a níveis similares àqueles observados em florestas que nunca foram exploradas (Silva *et al.* 1995, Poels, de Graaf e Wirjosentono 1998). A floresta de estudo havia sido explorada oito anos antes, dessa maneira, não havia razão para esperar taxas elevadas de crescimento decorrentes da exploração. Entretanto, o incremento médio anual do diâmetro das árvores com DAP superior a 5 cm nas zonas de floresta dominadas por cipós – cerca de 1 mm/ano – foi ainda mais baixo que aquele relatado para florestas intactas – 2 mm a 4 mm/ano (Silva *et al.* 1995) –, para florestas exploradas com dez anos – 2 mm/ano (Silva *et al.* 1996) – e para florestas não-cipoálicas na Amazônia Central.

As baixas taxas médias de incremento diamétrico das árvores, juntamente com a ausência de aumento significativo na área basal em toda a floresta (Tabela 3), sugere que se a transição para a classe de estatura mais alta estiver de fato ocorrendo nessas zonas de floresta dominadas por cipós, ela está muito lenta. Essa descoberta confirma a tese de que algumas das florestas dominadas por cipós na Amazônia Central-Sul são resíduos de estágios sucessionais avançados de parcelas de agricultura de corte-e-queima pré-colombianas (Balée e Campbell 1990). Um estudo realizado no Panamá também confirma o lento desenvolvimento sucessional de zonas de floresta dominadas por cipós. Naquele estudo, cerca de 8% das clareiras formadas no dossel num dado ano tornaram-se encobertas com cipós suficientemente densos para suprimir o crescimento e a regeneração das árvores (Schnitzer, Dalling e Carson 2000). Segundo estimativa dos autores, essas clareiras têm-se mantido estagnadas numa estatura por um período de pelo menos 13 anos e, provavelmente, por mais tempo.

IMPACTOS DO CORTE DE CIPÓS SOBRE O CRESCIMENTO E DESENVOLVIMENTO DA FLORESTA

Em estudos experimentais anteriores removemos os cipós das árvores selecionadas de uma única espécie para demonstrar os efeitos negativos dos cipós sobre o crescimento das árvores. Essas remoções resultaram no aumento do crescimento do diâmetro das árvores, o qual variou de cerca de 70% numa floresta temperada (estimado da Figura 1 em Whigham 1984) para 100% em uma floresta tropical cipoálica semi-decídua (Perez-Salicrup e Barker 2000). Neste estudo, o corte de todos os cipós numa floresta de múltiplas espécies resultou

num incremento de aproximadamente três vezes no diâmetro médio anual das árvores. Embora haja poucos estudos publicados para generalizar os efeitos da remoção de cipós sobre o crescimento das árvores, até o momento, os maiores aumentos no crescimento foram encontrados neste estudo, no qual as densidades de cipós eram altas e as florestas eram em grande medida perenes.

Há algumas evidências de que a maioria dos efeitos da competitividade dos cipós com as árvores ocorrem sob o solo (Whigham 1984, Dillenburg *et al.* 1993). Um estudo mostra que logo após a remoção dos cipós, as árvores-alvo tinham, antes do alvorecer, potenciais de água nas folhas significativamente mais altos que as árvores nas parcelas testemunha (Perez-Salicrup e Barker 2000). Quando os cipós foram cortados em toda a floresta, o crescimento das árvores, além de ter sido estimulado pela redução da competitividade abaixo do solo, também pode ter respondido à disposição de nutrientes da liteira de cipós caídos. Em média, um cipó de um dado diâmetro suporta cinco vezes mais massa foliar do que uma árvore de igual diâmetro (Putz 1983). Resultados de estudos demonstram que zonas de floresta dominadas por cipós contêm 6 t/ha (peso seco) de folhas de cipós (Gerwing e Farias 2000). Assumindo que o peso das folhas dos cipós na área de estudo corresponde a 2,54% de nitrogênio e 0,13% de fósforo (Bigelow 1993), as folhas dos cipós caídos trazem com elas cerca de 150 kg/ha de nitrogênio e 8 kg/ha de fósforo. Essas contribuições estão dentro do intervalo relatado de contribuição anual total desses nutrientes em liteira de materiais caídos em florestas tropicais úmidas (Vitousek e Sanford 1986).

Além do possível efeito de fertilização, o corte de cipós quase duplicou a transmissão de luz no dossel. Em níveis de luz extremamente baixos, mesmo pequenos aumentos de iluminação podem estimular significativamente o crescimento da planta (Chazdon 1986, King 1991), o que pode explicar por que o corte de cipós incrementou significativamente o crescimento das árvores jovens que não estavam carregadas de cipós. Neste estudo, observamos níveis mais altos de penetração de luz nas parcelas cortadas até dois anos após o tratamento. Isso contrasta com o resultado de um experimento com a remoção de cipós em uma comunidade herbácea do tipo pântano, no qual os aumentos iniciais de transmissão de luz após tratamento nas parcelas em que os cipós haviam sido removidos foram suprimidos pelo incremento do crescimento e o sombreamento por espécies de plantas que não eram cipós (Gough e Grace 1997). O período prolongado de transmissão de luz elevada no dossel em nosso estudo sugere que as árvores em zonas de floresta dominadas por cipós desenvolvem seu dossel de maneira relativamente lenta para tirarem vantagem do espaço deixado pela remoção dos cipós. As folhas dos cipós podem alternativamente se desenvolver nos espaços abertos nas copas das árvores, tornando as florestas com cipós inerentemente mais sombreadas do que aquelas sem cipós.

O incremento no crescimento das árvores jovens sobreviventes no tratamento de corte foi obtido a custo de taxas levemente elevadas de mortalidade dessas árvores. A queda de fragmentos (galhos finos e grossos) tem-se mostrado um agente importante de mortalidade das plantas pequenas (Clark e Clark 1991), e, neste estudo, a queda de pedaços dos cipós cortados foi a responsável pelo esmagamento de algumas plântulas de árvores (J. J. Gerwing, observação pessoal). A longo prazo, porém, pode-se imaginar que essa redução nas plântulas pode ser mais que compensada pelo aumento na fecundidade das árvores grandes remanescentes após a remoção de cipós (Stevens 1987).

IMPACTOS DA QUEIMADA NO DESENVOLVIMENTO DA FLORESTA

A queimada experimental resultou em níveis de mortalidade de árvores (41% das árvores com DAP > 5 cm) comparáveis àqueles encontrados num estudo sobre impactos do fogo em florestas exploradas conduzido na Amazônia Oriental (por exemplo, árvores com DAP > 10 cm, 44% em Holdsworth e Uhl 1997; 38% em Cochrane e Schulze 1999). O novo aspecto do estudo atual foi documentar um aumento significativo nas taxas médias de crescimento diamétrico das árvores que sobreviveram ao fogo. Há inúmeros fatores que podem explicar esse aumento. Primeiro, as árvores com crescimento lento e cobertas por cipós provavelmente sofreram mortalidade seletivamente mais alta do que as árvores livres de cipós. Isso por causa da tendência de o fogo subir pelos emaranhados de cipós para as copas de suas árvores hospedeiras (J. J. Gerwing, observação pessoal). Segundo, ao matar cerca de 40% das árvores médias a grandes, a queimada reduziu a área basal total da floresta e, dessa maneira, criou uma situação similar a de um desbaste silvicultural. Nesse último, observamos o aumento do crescimento das árvores-alvo como resultado da redução da competição quando as árvores vizinhas são removidas (Poels, de Graaf e Wirjosentono 1998). Além da redução da competição, a queimada pode ter estimulado o crescimento das árvores residuais pelo efeito de fertilização. Há muito tempo, populações que habitam as florestas tropicais fazem a queima da floresta para produzir nutrientes antes de plantar suas culturas.

A queimada também diminuiu em 77% a densidade de cipós escandentes com diâmetro superior a 2 cm proporcionando às árvores algumas das mesmas liberações de competição observadas no tratamento de corte de cipós. Reduções similares na densidade de cipós com diâmetro médio a grande após a queimada foram encontradas em outros estudos (66% para indivíduos com diâmetro ≥ 2 cm em Pinard, Putz e Licona 1999; 93% para indivíduos com diâmetro ≥ 10 cm em Cochrane e Schulze 1999). Os resultados do estudo atual mostram que os cipós com diâmetro entre 2 cm a 5 cm sofreram mortalidade

significativamente mais alta do que as árvores de mesmo diâmetro. No entanto, essa diferença desapareceu quando a mortalidade foi comparada a níveis iguais de contato com o fogo. Dessa maneira, a aparente intolerância dos cipós ao fogo resulta do fato de terem uma probabilidade maior de sofrerem altos níveis de contato com o fogo do que as árvores, pois quase sempre há partes de seus caules caídas no chão da floresta, onde ficam vulneráveis ao fogo rasteiro.

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL SILVICULTURAL DO CORTE DE CIPÓS E DA QUEIMADA

Um tratamento silvicultural eficaz para florestas dominadas por cipós reduziria a densidade de cipós, estimularia o crescimento e a regeneração das árvores e seria viável economicamente. À primeira vista, a queimada parece atender a esses critérios. Dois anos após a queimada, as taxas de crescimento das árvores aumentaram e, embora o fogo tenha matado a maioria das árvores jovens, a regeneração resultou em estoques relativamente altos de plântulas de espécies de árvores comerciais. Porém, a previsão a longo prazo para esses talhões queimados é menos otimista. É provável que a redução inicial na densidade de cipós escandentes, por exemplo, seja suprimida no futuro próximo. Após dois anos de regeneração, os cipós escandentes finos que se tinham originado como plântulas e rebrotos já eram bastante abundantes nas parcelas queimadas e proporcionaram treliças que possibilitaram o acesso dos cipós independentes ao dossel. Há relatos de aumentos na densidade de cipós de caules finos após o fogo em outras florestas no Brasil (Cochrane e Schulze 1999, Gerwing e Farias 2000), na Bolívia (Pinard, Putz e Licona 1999) e na Malásia (Woods 1989), sugerindo que esse pode ser um fenômeno geral. Cipós pequenos em abundância podem também competir fortemente com as plântulas recentemente recrutadas de árvores.

A queimada silvicultural, além de aparentemente encorajar o rebrotamento dos cipós, deixaria as florestas vulneráveis a queimadas repetidas não-intencionais no futuro. A queimada resulta na redução da cobertura do dossel e no aumento da carga de combustível, de tal maneira que deixa as florestas sob um risco maior de queimadas repetidas comparado àquelas que nunca sofreram incêndio (Cochrane e Schulze 1999). As queimadas repetidas matam a maioria das árvores remanescentes, eliminando virtualmente a estrutura da floresta (Cochrane e Schulze 1999, Gerwing e Farias 2000). Desse modo, ainda que a queimada silvicultural fosse eficaz, as parcelas de floresta tratadas teriam de ser cuidadosamente protegidas contra queimadas futuras. Finalmente, uma vez que incêndios intensos que se alastram estão degradando vastas áreas de floresta por toda a Amazônia brasileira (Nepstad *et al.* 1999) e a prevenção de incêndios foi introduzida na agenda ambiental brasileira, seria irresponsável recomendar a queimada silvicultural em florestas exploradas.

O corte de cipós também apresentou inicialmente uma promessa como tratamento silvicultural, reduzindo a densidade de cipós e aumentando o crescimento das árvores. A longo prazo, todavia, é possível que os cipós recolonizem pelo menos algumas das árvores nas parcelas tratadas. Num estudo anterior sobre corte de cipós, cerca de 50% dos indivíduos cortados rebrotaram (Vidal *et al.* 1997). Em nosso estudo, os brotos representaram aproximadamente todos os indivíduos escandentes nas parcelas cortadas. Embora o crescimento e a sobrevivência desses brotos tenham sido provavelmente facilitados pelo aumento da abertura no dossel nas parcelas tratadas (Putz, Lee e Goh 1984), a densidade de cipós escandentes nessas parcelas – dois anos após o tratamento – foi metade do que a das parcelas testemunha. Além disso, mais da metade das árvores com DAP superior a 5 cm não carregavam cipós. Esses dados sugerem que a recolonização por cipós está acontecendo muito lentamente e que a sua densidade pode permanecer, por longo tempo, mais baixa do que era antes do corte. Esse raciocínio é consistente com outros estudos que mostram que a colonização de árvores por cipós pode ser limitada pelos níveis relativamente baixos de luz e pela escassez de bases de apoio de diâmetro pequeno (Putz 1984).

A adoção do corte de cipós como um tratamento silvicultural dependerá do balanço relativo dos custos e benefícios de implementação. Os custos do corte de cipós em zonas de floresta dominadas por cipós provavelmente serão relativamente altos, requerendo cerca de 20 horas homem/ha comparado com somente 5 horas homem/ha na floresta madura de estatura mais alta (Vidal *et al.* 1997). Além dos custos econômicos, a redução da área das zonas de floresta dominadas por cipós pode ter custos ecológicos. Por exemplo, certas espécies de pequenos primatas demonstram distinta preferência de habitat por talhões florestais com cipós (Bobadilla e Ferrari 2000). Entretanto, o corte de cipós em zonas cipoálicas pode ser um avanço na transformação de áreas improdutivas em áreas de produção ativa de madeira, uma vez que aumenta o crescimento dos indivíduos de espécies arbóreas comerciais e reduz a densidade de cipós. Encorajar o manejo intensivo para altas produções de madeira em florestas naturais designadas para a produção em lugares como a Bacia Amazônica brasileira pode ser um meio de reduzir as taxas de desmatamento e tornar a proteção de áreas de floresta relativamente nativas mais exequível (Uhl e Nepstad 2000). Nesses lugares, os tratamentos silviculturais de talhões florestais improdutivos podem desempenhar um papel importante na conservação da floresta tropical.

**ECOLOGIA
E MANEJO
DE CIPÓS
NA AMAZÔNIA
ORIENTAL**

capítulo 5

ESTIMATIVA DE BIOMASSA FLORESTAL TOTAL A PARTIR DA ABUNDÂNCIA DE CIPÓS E ESTATURA DA FLORESTA NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Jeffrey J. Gerwing & Damião Farias

RESUMO

Este estudo apresenta uma estimativa da biomassa viva acima do solo de uma floresta intacta na Amazônia Oriental. Desenvolvemos uma equação de regressão alométrica da biomassa para estimar a biomassa de cipós vivos acima do solo. Essa equação, juntamente com outra anteriormente publicada e desenvolvida para árvores, foi usada para estimar as contribuições dos cipós e das árvores para a biomassa total de áreas de floresta em quatro classes de estatura: clareira (abertura no dossel de pelo menos 25 m² e vegetação dominante com altura menor que 3 m); baixa (dossel com altura de 3 m a 15 m); média (dossel com altura de 15 m a 25 m); e alta (dossel com altura maior que 25 m). Estimamos a biomassa total da floresta como a média ponderada das classes de estatura. Nos 130 ha de floresta nos quais realizamos o levantamento, encontramos as classes de estatura nas seguintes proporções: 8% em clareira; 31% na estatura baixa; 44% na estatura média e 17% na estatura alta. Verificamos que a biomassa total acima do solo na floresta alta é três vezes maior que na floresta baixa. A biomassa de cipós, entretanto, apresentou um resultado oposto: é três vezes maior na floresta baixa. Estimamos a biomassa viva acima do solo da floresta em 314 t/ha, das quais 43 t/ha (14%) eram cipós. O Índice de Área Foliar (IAF) dos cipós variou de 1,3 m/m² na floresta alta a 5,3 m/m² na floresta de estatura média. A presença de grande quantidade de cipós é geralmente interpretada como uma evidência de distúrbio florestal no passado. Como as florestas na Bacia Amazônica são crescentemente perturbadas pelas atividades humanas, é provável que sua biomassa seja subestimada se a contribuição dos cipós for ignorada.

INTRODUÇÃO

Até mesmo as mudanças relativamente pequenas no balanço de carbono das florestas tropicais da Amazônia poderiam causar grandes impactos no balanço de carbono e na mudança climática global (Phillips *et al.* 1998). Atualmente, as atividades humanas estão provocando mudanças em grande

escala e possivelmente a longo prazo na estrutura da floresta e na composição de espécies florestais na Amazônia (Laurance 1998). A compreensão dos impactos dessas mudanças na biomassa florestal está apenas iniciando, no entanto, um cenário provável inclui um papel crescentemente importante das espécies de plantas que se adaptam a áreas perturbadas (Laurance *et al.* 1997). Os cipós, plantas lenhosas escandentes que dependem de outras plantas para se sustentarem, representam uma forma de vida vegetal que possui características de adaptação a áreas perturbadas (Hegarty e Caballé 1991, Putz 1984a). Portanto, é provável que os cipós se tornem cada vez mais comuns na flora futura da Amazônia. Para medir o impacto potencial do aumento da quantidade de cipós na biomassa florestal são necessárias informações quantitativas sobre a relação entre a abundância de cipós e a biomassa florestal total em diferentes tipos de floresta.

As abordagens usadas até agora para quantificar a biomassa das florestas na Amazônia podem ser divididas em duas classes. A primeira, uma abordagem de amostragem destrutiva, envolve a colheita e a medição de todas as plantas em parcelas de amostra relativamente pequenas (Klinge e Herrera 1983, Klinge e Rodrigues 1973). A segunda, uma abordagem baseada em volume, extrapola a biomassa dos diâmetros das árvores em pé, os quais foram obtidos a partir dos dados do inventário florestal (Brown e Lugo 1992). A principal crítica à primeira abordagem refere-se ao fato de ser improvável que parcelas pequenas proporcionem uma amostra representativa ou aleatória de toda a Floresta Amazônica. Esse problema poderia ser agravado caso o pesquisador estabelecesse parcelas de amostra em zonas florestais que parecem especialmente nativas, nas quais pode haver uma abundância excessiva de árvores grandes (Brown e Lugo 1992). A principal crítica à segunda abordagem refere-se ao fato de suas estimativas da biomassa serem baseadas em inventários de árvores com DAP superior a 25 cm, os quais foram realizados originalmente para proporcionar volumes de madeira. Nessas estimativas de biomassa, outros componentes da floresta (por exemplo, árvores com diâmetro pequeno, palmeiras e cipós) são ignorados, pois assume-se que suas contribuições para a biomassa total são desprezíveis.

Neste estudo, usamos a amostragem destrutiva para desenvolver uma equação de regressão alométrica a fim de estimar a biomassa de cipós vivos acima do solo. Essa equação – usada juntamente com equações anteriormente publicadas para determinar a biomassa de árvores – foi utilizada para estimar as contribuições dos cipós e das árvores para a biomassa total de zonas florestais de diferentes estaturas. Estimamos a biomassa total da floresta como a média ponderada das estimativas de cada classe de estatura da floresta com base em sua abundância relativa em toda a floresta.

MÉTODOS

Conduzimos a amostragem em uma parcela de 130 ha (na área de 210 ha) de floresta intacta sem evidência de perturbação humana e rodeada por uma área extensa de floresta explorada seletivamente. Usando um sistema de trilhas paralelas espaçadas em intervalos de 25 m, mapeamos a área em quatro classes de altura do dossel: clareira (abertura no dossel de pelo menos 25 m² e vegetação dominante com altura menor que 3 m); baixa (dossel com altura de 3 m a 15 m); média (dossel com altura de 15 m a 25 m); e alta (dossel com altura maior que 25 m). Para evitar que as árvores que emergiram isoladas fossem classificadas como uma zona de floresta alta, estabelecemos que pelo menos duas árvores altas adjacentes eram necessárias para definir a área como uma zona de floresta alta. Após mapear a área, determinamos as classes de tamanho dos indivíduos e a abundância de todas as árvores e cipós em dez parcelas de amostra de 100 m², situadas em cada uma das classes de estatura da floresta: baixa, média e alta. As clareiras, definidas como aberturas no dossel da floresta com vegetação de altura média inferior a 3 m, não foram amostradas. Para determinar a localização das parcelas, selecionamos aleatoriamente as coordenadas “x” e “y” a partir dos quadrículos localizados no mapa do dossel da floresta, até que todos os dez sítios fossem localizados em cada uma das classes de estatura. Nas parcelas de amostra, medimos o diâmetro de todos os cipós e árvores com altura superior a 2 m e determinamos o número de espécies (ou morfoespécies, quando não era possível determinar a espécie) de cipó presentes. Medimos os diâmetros das árvores à altura do peito (DAP) e os diâmetros dos cipós em cada indivíduo enraizado, 1,3 m acima do ponto principal de enraizamento. Dessa maneira, evitamos múltiplas medições nos indivíduos que haviam caído parcialmente do dossel e enraizado novamente. Incluímos os cipós cujos pontos principais de enraizamento estavam dentro da parcela, bem como as árvores localizadas nos limites da parcela quando estavam mais da metade dentro dela. Calculamos os diâmetros circulares correspondentes dos cipós com hastes irregulares (por exemplo, espécies do gênero *Bauhinia*) a partir dos traçados de suas áreas da seção transversal. As Hemiepífitas (espécies de *Araceae*), por exemplo, não foram incluídas. As plantas com base de sustentação própria menores que 2 m e maiores que 5 cm de altura foram contadas e classificadas como árvores ou como cipós; assumimos como sendo árvores as plantas que não puderam ser identificadas.

Para árvores com DAP < 20 cm: $\ln(\text{massa}) = -1,754 + 2,665 \ln(\text{DAP})$

Para árvores com DAP > 20 cm: $\ln(\text{massa}) = -0,151 + 2,170 \ln(\text{DAP})$

Calculamos a biomassa seca multiplicando a biomassa fresca pela massa média seca: razão de massa fresca de 0,603 (Higuchi *et al.* 1997).

Desenvolvemos uma equação para relacionar o diâmetro dos cipós à biomassa, coletando e pesando 19 cipós com diâmetro que variavam de 1 cm a 13,5 cm de 17 das espécies mais comuns na área de estudo. Para extrair o cipó por inteiro, foi necessário derrubar a árvore ou escalá-la para serrar os galhos nos quais os cipós se apoiavam. Removemos todas as folhas dos cipós extraídos e determinamos, no campo, os pesos frescos das hastes e folhas usando uma balança suspensa. Calculamos os pesos secos com base na razão entre o peso seco e o peso fresco de subamostras de hastes e folhas de cada cipó extraído. Pesamos e traçamos em papel milimetrado dez folhas de cada espécie de cipó escolhidas aleatoriamente, a fim de determinar as relações entre sua área foliar e peso. Para comparar as relações entre o peso da folha e o DAP das árvores e o diâmetro dos cipós, extraímos e pesamos 11 árvores pequenas da mesma maneira.

Realizamos testes estatísticos utilizando o Minitab 11.21 (Minitab, 1996). Analisamos as diferenças entre as classes de estatura da floresta usando análise de variância de um fator (Anava). Quando necessário, transformamos logaritmicamente os dados para melhorar a homocedasticidade. Para fazer comparações múltiplas entre as médias dos tratamentos usamos o teste de Tukey com $\alpha = 0,05$.

RESULTADOS

Na área de 130 ha de floresta em que realizamos o levantamento foram encontradas, no total, 78 morfoespécies de cipó em 30 parcelas de amostra de 0,01 ha. Houve diferenças significativas entre as classes de estatura da floresta no número de morfoespécies de cipó presentes ($F = 37,04$, g.l. = 2,27; $P < 0,001$). Em comparação com a floresta alta, a floresta baixa era a mais rica em espécies de cipó, possuindo uma média de 21,7 espécies por parcela (D.P. = 4,0) contra uma média de 9,4 espécies (D.P. = 2,6) na floresta alta. Da mesma forma, o número cumulativo de morfoespécies encontrado em uma amostra de 0,1 ha foi maior na floresta baixa (66 espécies) e menor na floresta alta (31 espécies). Para cada uma das classes de estatura da floresta, entretanto, as curvas cumulativas de espécies *versus* área ainda estavam aumentando após o 0,1 ha ter sido amostrado (dados não apresentados). Isso demonstrou que a diversidade total de espécies de cipó foi subamostrada em cada caso. A espécie mais comum, a *Bauhinia guianensis* Aubl, foi encontrada em 93% das parcelas. Outras espécies comuns que ocorriam em mais de 60% do total de parcelas incluíam: *Adenocalima* sp., *Memora bracteosa* (D.C.) Bur et. K. Schum, *M. flavida* (D.C) Bur. et. K. Schum, *M. schomburgkii* (D.C) Miers e *Serjania tenuifolia* Radlk. Aproximadamente metade das espécies (32, de um total de 78) era incomum, ocorrendo em menos de 10% do total de parcelas; dessas espécies incomuns somente uma foi encontrada na floresta alta.

Em média, a abundância de cipós possuía uma correlação inversa com a estatura da floresta. A floresta baixa tinha cinco vezes a densidade e três vezes a área basal de cipós escandentes da floresta alta (Figuras 1 e 2). As densidades de árvores com altura superior a 2 m eram aproximadamente iguais entre as classes de estatura da floresta (Figura 1). Porém, a área basal de árvores era três vezes maior na floresta alta que na floresta baixa (Figura 2). As classes de estatura da floresta também diferiram significativamente na porcentagem de plantas com base de sustentação própria com altura inferior a 2 m, que eram cipós ($F = 5,96$, g.l. = 2,27; $P < 0,01$). Nas parcelas de floresta baixa, 33% (D.P. = 9,4) dessas plantas eram cipós. Esse valor caiu para 19% (D.P. = 7,9) na floresta alta e, na floresta de estatura média, teve um valor intermediário de 25% (D.P. = 8,3).

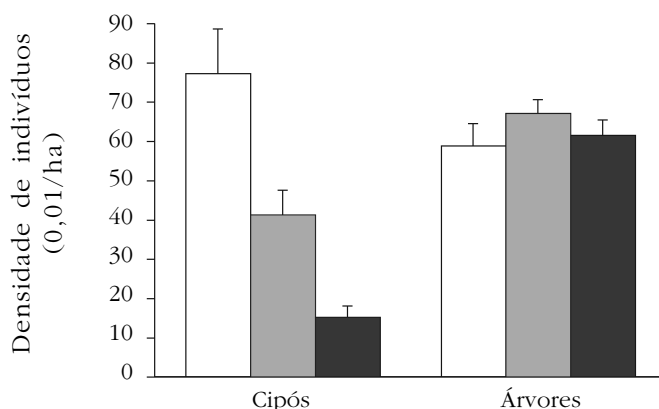


Figura 1. Densidade média de cipós escandentes e árvores com altura superior a 2 m nas classes de estatura baixa (3 m - 15 m; barras abertas), média (15 m - 25 m; barras riscadas) e alta (> 25 m; barras sombreadas) numa floresta próximo de Paragominas, Pará (as barras de erro representam erro-padrão; $n = 10$ parcelas de 0,01 ha por classe de estatura da floresta).

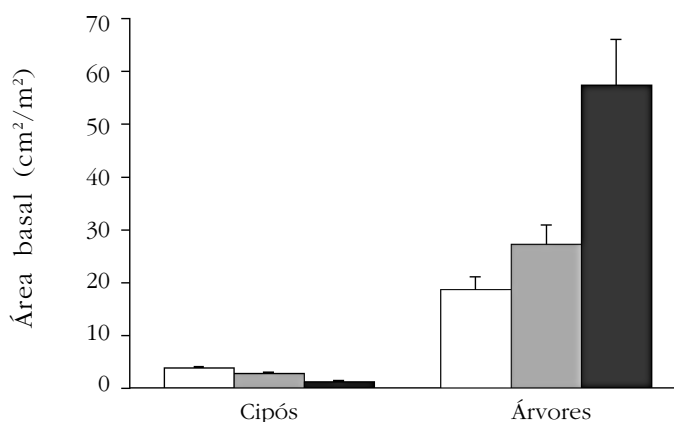


Figura 2. Área basal média de cipós escandentes e árvores com altura superior a 2 m nas classes de estatura baixa (3 m - 15 m; barras abertas), média (15 m - 25 m; barras riscadas) e alta (> 25 m; barras sombreadas) numa floresta próximo de Paragominas, Pará (as barras de erro representam erro-padrão; as barras de erro para os cipós são muito pequenas para serem visualizadas; $n = 10$ parcelas de 0,01 ha por classe de estatura da floresta).

Um diagrama log-log proporcionou o melhor ajuste (r^2 mais alto) para a regressão alométrica usada para relacionar a massa total de cipó seco com o diâmetro [$\log(\text{massa}) = 0,07 + 2,17 \log(\text{diâmetro})$, $r^2 = 0,95$]. Diagramas log-log também proporcionaram os melhores ajustes para as equações que relacionam as áreas basais de cipós e árvores com os pesos totais das folhas (Figura 3). As equações de regressão resultantes dos cipós e das árvores são paralelas, porém, as diferenças em seus interceptos resultam numa estimativa maior do peso da folha para os cipós para um dado diâmetro. Por exemplo, para indivíduos com 1 cm de diâmetro, o peso da folha previsto para o cipó é cinco vezes maior que para a árvore; para indivíduos com 10 cm de diâmetro, essa diferença cai para quatro vezes. As razões entre a massa foliar média e a área foliar não diferiram significativamente entre as espécies de cipó (85 cm²/g, D.P. = 19,6, n=16) e árvore (114 cm²/g, D.P. = 46,8, n=11) ($t = 1,98$, g.l. = 12; $P > 0,05$).

Houve diferenças significativas entre as classes de estatura da floresta na biomassa total acima do solo, na biomassa de cipós acima do solo e na massa foliar dos cipós ($F = 10,23$; 23,63 e 45,24 – respectivamente –, g.l. = 2,27; $P < 0,001$ para cada variável). A biomassa total da floresta alta era três vezes maior que a da floresta baixa (Tabela 1). Porém, considerando somente os cipós, a

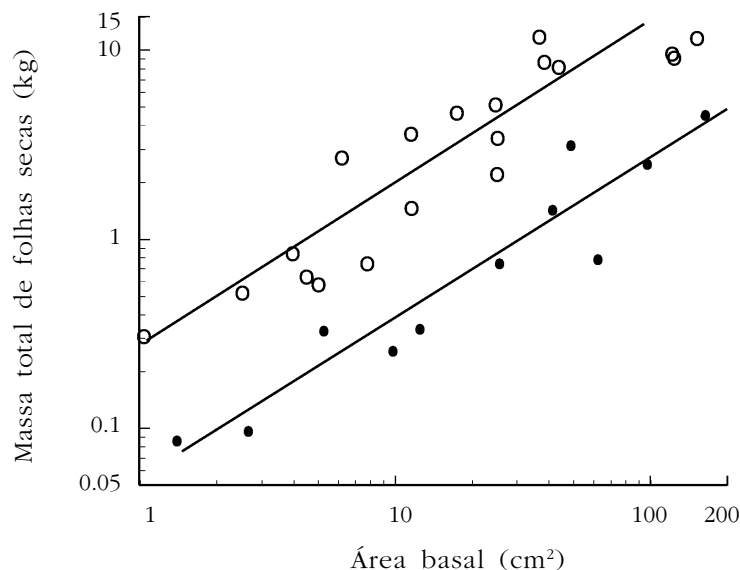


Figura 3. Relações entre a área basal, medida à 1,3 m acima do solo, e a massa total de folhas secas dos cipós – círculos abertos; $\log(\text{massa foliar}) = 0,81 \log(\text{área basal}) - 0,57$, $r^2 = 0,84$, $n = 19$ –, e árvores – círculos fechados; $\log(\text{massa foliar}) = 0,84 \log(\text{área basal}) - 1,26$, $r^2 = 0,89$, $n = 11$ – extraídas próximo de Paragominas, Pará.

biomassa total era maior na floresta baixa. Nessa floresta, os cipós representavam 30% da biomassa viva acima do solo, ao passo que na floresta alta esse valor era de somente 3%. As maiores diferenças entre as classes de estatura da floresta foram encontradas nos pesos das folhas dos cipós presentes (Tabela 1). Verificamos que a floresta baixa contém mais de quatro vezes o peso de folhas de cipós da floresta alta. Multiplicando os valores médios estimados da massa foliar dos cipós pela razão entre a massa foliar e a área foliar dos cipós, calculamos os Índices de Área Foliar dos cipós (IAF) de 1,3 m²/m, 3,4 m²/m e 5,3 m²/m para as classes de estatura alta, média e baixa, respectivamente.

Tabela 1. Características da biomassa acima do solo da floresta em três classes de estatura (alta > 25 m; média 15 m - 25 m; e baixa 3 m - 15 m) e a média ponderada pela área para 130 ha de floresta nunca explorada próximo de Paragominas, Pará ($n = 10$ parcelas de 0,01 ha por classe de estatura do dossel).

Classe de estatura do dossel florestal	Peso seco total acima do solo (t/ha)	Peso seco de cipós acima do solo (t/ha)	Peso seco de folhas de cipós (t/ha)
Alta	640 (302) ^a	18 (14) ^a	1,5 (1,0) ^a
Média	305 (154) ^b	46 (15) ^b	4,0 (1,2) ^b
Baixa	209 (89) ^b	63 (15) ^c	6,2 (1,1) ^c
Toda a floresta	314	43	4,0

Nota: As letras sobrescritas nas colunas indicam diferenças significativas usando teste de Tukey ($P = 0,05$)

DISCUSSÃO

Estimamos a biomassa de toda a floresta calculando a média ponderada, adotando como peso de cada classe de estatura da floresta a abundância relativa da sua biomassa; assumimos que a clareira contém um quarto da biomassa da floresta de estatura média. Esse método resultou numa estimativa total da biomassa viva acima do solo de 314 t/ha para a floresta como um todo, das quais 43 t/ha (14%) eram cipós. A contribuição dos cipós para a biomassa total raramente ultrapassa 5% em florestas não perturbadas (Hegarty e Caballé 1991). De fato, o valor estimado é aproximadamente duas vezes mais alto do que os 7,2% relatados anteriormente como a porcentagem de contribuição mais alta de cipós para a biomassa total (Bongers *et al.* 1985, citado em Hegarty e Caballé 1991). Esse valor alto resultou em grande medida da alta abundância relativa de cipós na floresta baixa, onde representam uma grande proporção (30%) da biomassa total.

A presença de cipós abundantes na floresta de baixa estatura é usualmente interpretada como evidência de distúrbio florestal no passado (Hegarty e Caballé 1991). Em outras regiões da Amazônia, sugere-se que o fogo e os efeitos persistentes da ocupação humana no passado são as causas da ocorrência de zonas de floresta dominadas por cipós (Balée e Campbell 1990, Nelson 1994). Embora não houvesse nenhum sinal óbvio de distúrbio causado pelo homem na floresta estudada, toras caídas naturalmente eram comuns em algumas áreas de floresta baixa.

Devido à proporção alta de floresta baixa na área estudada, pode parecer inconsistente que a estimativa da biomassa total da floresta de 314 t/ha neste estudo seja 6% a 28% mais alta do que as estimativas de volume em toda a bacia para a biomassa de florestas densas na Amazônia brasileira apresentada por Brown e Lugo (1992). Entretanto, as estimativas de biomassa baseadas em volume subestimarão a biomassa total quando outros componentes da floresta, que não as árvores grandes, forem comuns. Ignorar os cipós e as árvores com DAP inferior a 10 cm resultaria numa subestimativa de 19% da biomassa total acima do solo (cerca de 14% de cipós e 5% de árvores pequenas). De fato, quando se reduziu em 19% a estimativa anterior, o número resultante de 254 t/ha ficou mais baixo que aquele de 298 t/ha baseado no volume (Brown e Lugo 1992). Numa tentativa de melhorar a exatidão das estimativas da biomassa baseadas em volume, Fearnside (1992) calculou a média das porcentagens de contribuição dos cipós para a biomassa total relatadas em estudos realizados por toda a Amazônia e sugeriu um fator de correção de 4,3% para considerar a biomassa de cipós. Apesar de esse fator de correção ser um pouco mais alto que os 3% da contribuição dos cipós calculados no estudo atual para a biomassa total nas zonas de estatura alta, ainda assim subestimaria a biomassa de toda a floresta na área amostrada aqui.

Florestas naturais com cipós abundantes são comuns na Amazônia. Além das zonas florestais de estatura baixa na região de estudo, áreas de floresta caracterizadas por dossel baixo, área basal baixa de árvores e alta abundância de cipós ocorrem por toda a Amazônia Oriental e Meridional (Pires e Prance 1985). Essas florestas chamadas de florestas de cipós cobrem 310.000 km² (cerca de 5% da área da Bacia Amazônica) e estão concentradas numa região entre os rios Tocantins e Tapajós no sul do Estado do Pará (IBGE 1997). Não há estimativas de biomassa de florestas de cipós publicadas, mas elas se encaixam na categoria geral de florestas abertas. As estimativas de biomassa das florestas abertas baseadas no volume são 30% mais baixas do que aquelas das florestas densas (Fearnside 1992). Os resultados que indicam que os cipós podem contribuir com porcentagens relativamente altas para a biomassa total acima do solo sugerem que as estimativas de biomassa de florestas abertas baseadas no volume podem estar particularmente propensas à subestimação se forem baseadas somente no volume de árvores grandes.

A relação negativa entre a abundância de cipós e a biomassa total acima do solo pode também valer para florestas perturbadas pelas atividades humanas. Na Amazônia Central, a fragmentação de florestas tem resultado em declínios dramáticos (9%) na biomassa total, acompanhados de aumentos na biomassa de cipós de 5,4 t/ha para 7,9 t/ha (Laurance *et al.* 1997). No âmbito global, durante as três últimas décadas, a elevação dos níveis de CO² tem ocorrido simultaneamente ao aumento nas taxas de renovação da vegetação da floresta tropical e nas densidades de cipós (Phillips e Gentry 1994). Se os cipós são de fato favorecidos pelas clareiras abertas no dossel, as quais são comuns em florestas com altas taxas de renovação (Putz 1984a), então a relação negativa entre a abundância de cipós e a biomassa total da floresta poderia resultar num ciclo de retroalimentação positiva, em que os níveis crescentes de CO² e o aumento da quantidade de cipós se reforçam.

Até o momento, a maioria das tentativas para estimar a biomassa da Floresta Amazônica tem considerado apenas as árvores relativamente grandes, ignorando ou não dando a devida importância à contribuição de outros componentes da floresta tal como os cipós. Embora essa abordagem possa ser justificada em algumas situações, ela pode levar à subestimação da biomassa nas florestas perturbadas, as quais podem se tornar cada vez mais comuns por toda a Amazônia. Talvez um risco ainda maior em considerar somente as árvores grandes seja o fato de que ao ignorar outros componentes da floresta perde-se a oportunidade de descobrir processos importantes que influenciam o desenvolvimento da biomassa florestal. Os cipós, por exemplo, devido à alometria do caule – o que permite que sustentem folhas quatro a seis vezes mais pesadas do que suportam as árvores com a mesma área de caule – têm a capacidade de gerar Índices de Área Foliar altos enquanto mantêm a biomassa total relativamente baixa (este estudo, Putz 1983). Se o distúrbio na floresta resulta no aumento da quantidade de cipós, o crescimento das árvores nessas florestas pode ser retardado por causa da competição com eles. Isso resultaria numa mudança para um tipo de floresta com estatura e biomassa mais baixas. Compreender essa dinâmica requererá estudos adicionais sobre os impactos de vários distúrbios florestais na abundância de cipós, além do entendimento sobre a persistência de zonas de floresta dominadas por cipós.

**ECOLOGIA
E MANEJO
DE CIPÓS
NA AMAZÔNIA
ORIENTAL**

capítulo 6

A DIVERSIDADE DE HISTÓRIAS DE VIDA NATURAL ENTRE SEIS ESPÉCIES DE CIPÓ DO DOSSEL EM UMA FLORESTA NATIVA NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Jeffrey J. Gerwing

RESUMO

Os cipós são plantas trepadeiras lenhosas que dependem de estruturas externas de apoio para crescerem para o alto. Embora alguns estudos já tenham descrito a variação de características entre as espécies de cipó, desde os mecanismos de ascensão até a anatomia do caule, pouca atenção foi dada às diferenças nas características de história de vida natural entre as espécies. O objetivo deste estudo é avaliar a diversidade de estratégias de vida natural entre os cipós numa floresta nativa da Amazônia Oriental. Durante três anos, avaliamos as classes de tamanho, a afinidade com o microambiente, a afinidade com a fase de sucessão da floresta e o modo de regeneração. Além disso, medimos as taxas de crescimento e mortalidade de seis espécies de cipó: *Acacia multipinnata*, *Bauhinia cupreonitans*, *B. guianensis*, *Croton ascendens*, *Memora schomburgkii* e *Serjania caracasana*.

Todas as espécies estudadas tinham uma fase de plântula independente (altura ≥ 50 cm) antes de iniciarem a ascensão, porém a densidade desses indivíduos variou bastante entre as espécies - de 408 indivíduos/ha da *B. guianensis* para 2 indivíduos/ha da *A. multipinnata*. As espécies também diferiram na capacidade de renovação vegetativa a partir dos indivíduos enraizados e no número médio de rametes¹ escandentes por genete², que variou de 1,1 para a *B. guianensis* a 7,4 para a *S. caracasana*. Quatro das espécies de interesse, *M. schomburgkii*, *S. caracasana* e ambas as espécies de *Bauhinia*, tinham a maioria de rametes escandentes nas classes de diâmetro menor (isto é, a distribuição de classes de tamanho em forma de “j” invertido). Porém, a *M. schomburgkii* e a *S. caracasana* tiveram distribuição de classes de tamanho achatada e unimodal, respectivamente. Ambas as distribuições de classes de tamanho de rametes e genetetes das espécies *A. multipinnata* e *C. ascendens* eram achatadas.

¹ Indivíduo enraizado que surgiu da renovação vegetativa de um indivíduo original.

² Indivíduo genético distinto.

Entre as seis espécies, observamos três padrões evidentes de mudança na associação com o microambiente durante a ontogênese³. Duas espécies, *M. schomburgkii* e *B. guianensis*, foram classificadas como de sucessão avançada. Encontramos plântulas e indivíduos independentes dessas espécies em todas as fases de floresta sob níveis de iluminação relativamente médios e baixos; indivíduos escandentes com diâmetro pequeno em microambientes mais bem iluminados e mais freqüentemente associados com clareiras; e indivíduos escandentes com diâmetro grande igual ou superior a 1,5 cm sob níveis de iluminação mais baixos na fase de floresta em desenvolvimento avançado e na fase de floresta madura. Três espécies, *B. cupreonitans*, *S. caracasana* e *A. multipinnata*, foram classificadas como de sucessão inicial. Elas foram incluídas nessa classe pelo fato de terem sido encontradas como indivíduos independentes em microambientes melhor iluminados e associados a clareiras e por persistirem fortemente associadas à floresta em fase de sucessão inicial como indivíduos de diâmetro grande. Uma única espécie, a *C. ascendens*, possuía características de uma espécie pioneira, sendo encontrada exclusivamente em microambientes altamente iluminados em clareiras ou em florestas em fase de sucessão inicial em todas as classes de tamanho.

As taxas medianas de crescimento diamétrico dos cipós estavam correlacionadas com a classe sucessional. Essas taxas foram mais baixas para as espécies de sucessão avançada e mais altas para as espécies pioneiras. As taxas anuais de mortalidade de rametes diferiram entre as espécies; as taxas para as espécies de sucessão avançada foram as mais baixas (1,3% e 4,3% para a *M. schomburgkii* e *B. guianensis*, respectivamente). As taxas anuais de mortalidade de genetes foram mais baixas do que as de rametes e variaram de 0,2% para a *M. schomburgkii* a 5,5% para a *C. ascendens*. A diversidade observada nas taxas de crescimento e mortalidade de cipós, juntamente com as diferenças na sua associação com o habitat e nos seus modos de renovação vegetativa, sugere que entre as espécies tropicais de cipó há uma diversidade de estratégias de vida natural.

INTRODUÇÃO

Os cipós são plantas trepadeiras lenhosas que iniciam a vida como plântulas terrestres e, para crescerem para o alto, dependem de estruturas externas de apoio durante parte de suas vidas. Apesar dessa similaridade básica na forma de crescimento, essas plantas apresentam diversidade numa variedade de

³ Série de transformações sofridas pelo indivíduo desde a sua geração.

características entre as espécies. Por exemplo, os cipós são um grupo taxonomicamente diverso; pelo menos 133 famílias da planta possuem espécies escandentes (Gentry 1991a). Anatomicamente, a forma dos cipós varia de cilíndrica com câmbios sucessivos que produzem anéis concêntricos de xilema a formas altamente irregulares com sistema estriado ou segmentado de tecido vascular (Carlquist 1991). Os hábitos dos cipós escandentes variam de espécies que simplesmente envolvem seus hospedeiros a espécies que costumam multiplicar gavinhas ramificadas ou raízes adesivas adventícias para se firmarem (Darwin 1867, Hegarty 1991). Além disso, enquanto alguns cipós são estritamente dependentes de bases de apoio externas, outros possuem plasticidade fenotípica no hábito de ascensão e crescem como arbustos ou como trepadeiras, dependendo da disponibilidade de bases de apoio (Gartner 1991b). Finalmente, embora se pense que os cipós tropicais são geralmente plantas que demandam luz, há algumas espécies tolerantes à sombra que comumente se reproduzem no sub-bosque da floresta (Putz 1984a).

Apesar de alguns aspectos da ecologia dos cipós no nível de comunidade serem absolutamente conhecidos, a ecologia dos cipós no nível de espécie ainda é relativamente pouco conhecida. Por exemplo, embora haja consenso que a abundância total de cipós aumenta após distúrbios florestais (Beekman 1981, Putz 1984a, Hegarty e Caballé 1991), a grande diversidade de espécies têm impedido esforços de documentar como a abundância de espécies individuais muda durante a sucessão florestal (Putz 1984a, mas consultar Hegarty 1990 para uma classificação de espécies de cipó de acordo com a afinidade com a fase de sucessão numa floresta na Austrália). Há, porém, evidência de que a abundância relativa de cipós que usam diferentes mecanismos de ascensão varia entre as fases de sucessão florestal. As biomecânicas de ascensão fazem com que os cipós com gavinhas se limitem a usar apoios de diâmetros menores do que usam os cipós que se enroscam (Putz 1984a, Putz e Chai 1987, Putz e Holbrook 1991). Essa diferença biomecânica entre os mecanismos de ascensão pode explicar a alta abundância relativa de cipós com gavinhas ao longo das bordas da floresta (Putz 1984a, Laurance *et al.* 2001) e em florestas em fase de sucessão inicial (Dewalt *et al.* 2000), onde há abundância de árvores jovens com diâmetro pequeno que servem de base de apoio.

Há também exemplos de diferenças nas estratégias de reprodução entre as espécies de cipó. Em muitas espécies, cipós individuais iniciam suas vidas como juvenis independentes, que mais tarde mudam para uma forma trepadeira, enquanto outras espécies não possuem tal fase (Caballé 1998). Os cipós na fase independente podem ser comuns e quase sempre representam cerca de 20% das plantas lenhosas no sub-bosque da floresta madura (Putz 1983, Putz 1984a, Gerwing e Farias 2000). As espécies também variam grandemente na capacidade de se renovar vegetativamente a partir de indivíduos enraizados.

Em uma floresta no Panamá, a proporção de indivíduos verticais com altura inferior a 2 m que eram ramificações vegetativas, diferente de plântulas verdadeiras, variou de 15% a 90% dependendo da espécie (Putz 1984a). Peñalosa (1984) observou extrema dependência de propagação vegetativa em duas espécies de cipó que estudou. A persistência dessas espécies era mantida através de ramificação basal de indivíduos maduros e enraizamento adventício subsequente de indivíduos filhos com estabelecimento muito infrequente de novos genetes da semente.

Compreender a diversidade de histórias de vida natural dos cipós pode tornar-se mais relevante visto que essas plantas se tornam cada vez mais abundantes nas florestas tropicais perturbadas. Os cipós geralmente representam menos de 5% da biomassa total acima do solo nas florestas tropicais maduras (Hegarty e Caballé 1991). Porém, os resultados de vários estudos sugerem que as atividades humanas podem estar provocando o aumento da abundância de cipós nas florestas impactadas. As florestas fragmentadas da Amazônia Central, por exemplo, tinham em suas bordas densidades de cipó e taxas de infestação de árvores por cipós mais altas do que as encontradas nas áreas centrais da floresta (Laurance *et al.* 2001). A proliferação de cipós também foi observada em florestas tropicais submetidas à exploração seletiva na África (Babweteera *et al.* 2000), Brasil (Gerwing 2002) e Malásia (Putz 1985, Pinard e Putz 1994). Além disso, há evidência de que os incêndios nas florestas tropicais, embora matem muitos cipós adultos, resultam no aumento da abundância de cipós devido aos níveis altos de regeneração após o fogo (Woods 1989, Nelson 1994, Pinard *et al.* 1999, Gerwing 2002). Finalmente, no âmbito global, os aumentos observados nas taxas de regeneração das florestas tropicais, possivelmente associados à mudança climática global, têm ocorrido paralelamente aos aumentos na densidade de cipós (Phillips e Gentry 1994, Phillips *et al.* 2002).

Prognósticos com respeito às possíveis implicações do aumento da densidade de cipós para o desenvolvimento e sucessão da floresta dependem, em parte, da compreensão sobre o crescimento, a reprodução e a longevidade dos cipós. Putz (1990), por exemplo, ao amostrar 15 espécies de cipó numa floresta no Panamá, observou uma taxa média de mortalidade de cipós escandentes individuais (rametes) similar àquela das árvores com diâmetro igual ou superior a 20 cm na mesma floresta (1,5%/ano e 1,7%/ano, respectivamente). Todavia, a taxa média de mortalidade de grupos de cipós clonais (genetes) era substancialmente mais baixa (0,3%/ano), sugerindo que os clones dos cipós podem ser extremamente longevos. Dado que possuir genetes longevos é uma característica compartilhada por muitas espécies de cipó em vários tipos de floresta, aumentos na densidade de cipós podem representar mudanças constantes na estrutura da floresta.

O objetivo deste estudo é ampliar nossa compreensão sobre a ecologia das espécies de cipó, comparando a estrutura das classes de tamanho da população, a afinidade com o microambiente e as taxas de crescimento e de mortalidade entre seis espécies de cipó que ocorrem conjuntamente numa floresta nativa na Amazônia Oriental.

MÉTODOS

ESPÉCIES ESTUDADAS

As seis espécies deste estudo foram escolhidas com o propósito de representarem a variação na capacidade para a formação de grupos clonais via renovação vegetativa (Tabela 1). Com exceção da *Croton ascendens* R. Secco e *N. Rosa*, as espécies estudadas eram todas trepadeiras com gavinhas e estavam entre as dez espécies de cipó mais comuns na área de estudo. Incluímos a espécie *C. ascendens* para proporcionar um exemplo de espécie demandante de luz. *C. ascendens* é um cipó escalador menos comum na área de estudo do que as outras espécies de interesse e parece ter, com base em observações circunstanciais, sua regeneração fortemente associada a clareiras formadas pela exploração.

Relatórios publicados e uma análise informal pessoal dos espécimes do herbário do Museu Emílio Goeldi (Pará) indicaram que quatro das seis espécies de interesse haviam sido coletadas em sítios ao longo da Bacia Amazônica numa variedade de habitats. A espécie *Memora schomburgkii* (DC.) Miers era a mais comum na área de estudo e foi coletada ao longo da Bacia Amazônica tanto em florestas de terra firme como em florestas de várzea. Além disso, a *M. schomburgkii* foi listada como uma das espécies de cipó mais comuns na formação de florestas de cipós no sudeste da Amazônia brasileira (Balée e Campbell 1990, Paradella *et al.* 1994). As espécies *Bauhinia guianensis* Auble, *B. cupreonitans* Ducke e *Acacia multipinnata* Ducke também foram coletadas em sítios ao longo da Bacia Amazônica, onde foram encontradas tanto em florestas primárias como em florestas secundárias. A *B. guianensis* também foi descrita como localmente muito abundante em algumas florestas úmidas na Guiana (Unesco 1978, p. 124). A quinta espécie escolhida para este estudo, a *Serjania caracasana* (Jacq) Willd, foi incluída por ser um caso singular na área de estudo: ela é a única espécie comum que estabelece novos indivíduos escandentes via ramificação basal de cipós estabelecidos. Estolhos violeta-avermelhados dessa espécie são comumente encontrados cruzando o chão da floresta, onde se estendem por 20 m ou mais desde o caule original. Uma vez que começam a ascender, os estolhos desenvolvem raízes adventícias ao longo das partes horizontais do caule e, com o passar do tempo, a conexão com a

Tabela 1. Características de propagação vegetativa e densidade média de seis espécies de cipó estudadas numa floresta nativa próxima de Paragominas, Pará.

Espécies	Densidade (ind./ha)				
	Modos de propagação vegetativa	Plântulas com altura > 5 cm a ≤ 50 cm	Independentes com altura > 50 cm	Rametes escandentes	Genetes com rametes escandentes
<i>Serjania caracasana</i> (Jacq) Willd (Sapindaceae)	Estolhos (muito comum)	1.188	4	243	33
<i>Memora schomburgkii</i> (DC.) Miers (Bignoniaceae)	Raízes adventícias ^a / brotos da raiz (muito comum)	1.140	144	170	43
<i>Acacia multipinnata</i> Ducke (Leguminosae)	Raízes adventícias (muito comum)	777	2	55	30
<i>Croton ascendens</i> R. Secco e N. Rosa (Euphorbiaceae)	Raízes adventícias (comum)	40	4	28	20
<i>Bauhinia cupreaniflora</i> Ducke (Leguminosae)	Raízes adventícias (rara)	563	101	61	51
<i>Bauhinia guianensis</i> Aubl (Leguminosae)	Raízes adventícias (muito rara)	4.157	408	179	165

^a Produzidas ao longo dos cipós caídos.

planta original pode decompor-se (observação pessoal). A última espécie, a *Croton ascendens*, foi pela primeira vez descrita desde uma coleta feita num raio de 25 km da área de estudo (Secco e Rosa 1992) e nenhum outro registro de sua coleta foi encontrado. Na área de estudo, todavia, ela é um dos cipós mais comuns nas clareiras recém-formadas pela exploração madeireira, onde cresce de forma independente até uma altura de 2 m a 4 m antes de iniciar a ascensão.

A partir deste ponto do texto, as espécies serão referidas somente pelo gênero, com exceção das duas espécies de *Bauhinia*.

AMOSTRAGEM

Este estudo foi conduzido em uma parcela de 125 m x 350 m (aproximadamente 4,4 ha) situada numa área que incluía as quatro classes de sucessão florestal (madura, desenvolvimento avançado, desenvolvimento inicial e clareira) em proporções relativas que se aproximavam àquelas encontradas nos 130 ha de floresta nativa anteriormente mapeados na área (Gerwing e Farias 2000). Vários anos antes deste estudo, abriram-se trilhas de acesso espaçadas em intervalos de 25 m no sentido paralelo ao eixo longo da parcela de estudo. Essas trilhas foram marcadas com estacas permanentes em intervalos de 50 m criando uma grade de 35 subunidades de 25 m x 50 m.

Na parcela de estudo, inventariamos as espécies de interesse usando um esquema de amostragem com três séries de parcelas sucessivamente menores para as classes de tamanho de cipó menores. Todos os indivíduos escandentes com diâmetro igual ou superior a 1,5 cm foram levantados em toda a parcela de 4,4 ha. Realizamos também o levantamento dos indivíduos escandentes com diâmetro inferior a 1,5 cm e dos indivíduos independentes com altura igual ou superior a 1 m em 35 subparcelas de 10 m x 25 m situadas de modo estratificado aleatório para que uma subparcela ficasse dentro de cada célula da grade da parcela principal. Em 35 subparcelas de 5 m x 5 m, situadas aleatoriamente em cada uma das subparcelas maiores, levantaram-se plântulas com altura superior a 5 cm e indivíduos independentes com altura inferior a 1 m. Fizemos duas exceções para esse sistema de amostragem a fim de aumentar o tamanho das amostras das espécies sub-representadas e das classes de tamanho para as estimativas das taxas de crescimento e mortalidade. Primeiro, incluímos os indivíduos independentes da *Croton*, *Acacia* e *Serjania* com altura igual ou superior a 50 cm da maneira que foram encontrados por toda a parcela de estudo. Segundo, incluímos na parcela principal de estudo os indivíduos escandentes da *Croton* com diâmetro igual ou superior a 1,5 cm, inventariados completamente numa área adicional adjacente de 1,75 ha.

Uma das metas deste estudo é determinar a densidade populacional e as taxas de mortalidade tanto de genetes como de rametes de todas as espécies em estudo. Consideramos rametes os indivíduos enraizados que tinham folhas (por exemplo, pontos “B” e “C” na Figura 1). Desse modo, indivíduos enraizados que ascenderam, mas curvaram-se para o chão sem produzir nenhuma folha (por exemplo, ponto “A” na Figura 1) e indivíduos ascendentes com folhas que não possuíam seu próprio sistema de raízes (por exemplo, ponto “D” na Figura 1) não foram registrados como rametes. Consideramos genetes todos os rametes que apresentavam algum sinal de conexão abaixo ou acima do solo. Em alguns casos, partes mortas e parcialmente decompostas de caules foram usadas como evidência para agrupar os rametes aos genetes. Os procedimentos para determinar se havia interconexão entre os rametes foram conduzidos causando distúrbio mínimo na área. Ao encontrar um ramete morto, realizávamos uma pequena escavação para procurar conexões sob o solo que não eram aparentes e, assim, os genetes eram adequadamente reagrupados. Mesmo com os esforços de localizar as conexões entre os rametes, é possível que alguns dos indivíduos classificados como genetes independentes de fato tenham-se originado como rametes. Há duas razões principais para isso ter ocorrido. Primeiro, a possível decomposição de algumas conexões entre os rametes, dado que já não era possível vê-las.

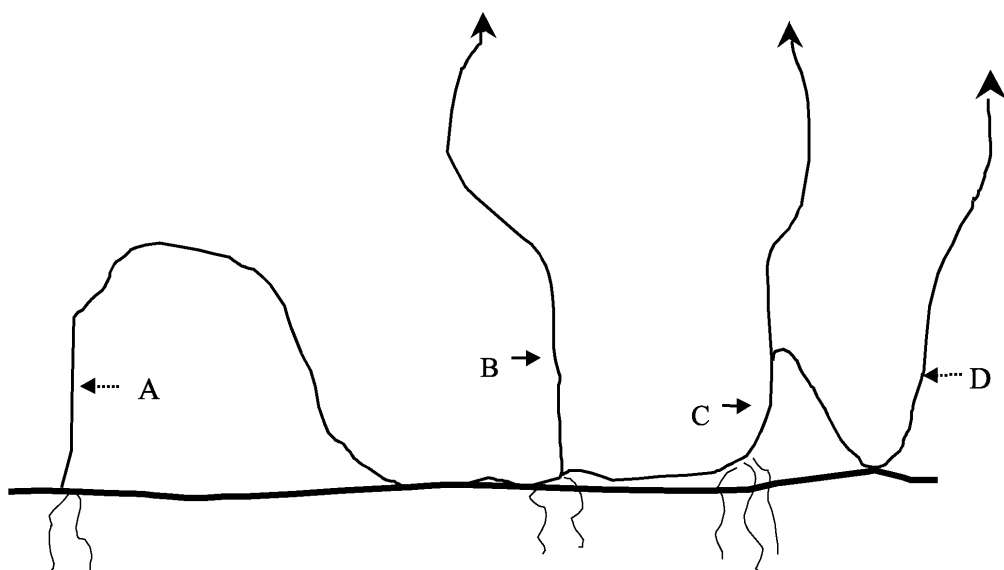


Figura 1. Diagrama de um genete de cipó hipotético indicando os pontos de medição dos rametes individuais (pontos B e C) e os pontos que não teriam sido medidos (pontos A e D) por não atenderem às definições de um ramete. Ver: “Métodos: Amostragem” para mais esclarecimentos de como os rametes e genetes dos cipós foram medidos.

Vimos estágios intermediários dessa decomposição na *Serjania*, *Acacia* e *Croton*. Segundo, no caso da *Memora*, algumas conexões aparentes foram tão queimadas até o subsolo que foi impossível localizá-las. Dessa maneira, é possível que tenha havido uma superestimativa do número de genetes presentes para todas essas espécies.

Os esquemas de medição de cipós devem também considerar que eles não crescem apenas verticalmente. Além disso, seus pontos de enraizamento originais são quase sempre difíceis de encontrar, pois muitos cipós enraizam de maneira adventícia ao longo dos indivíduos caídos. Para evitar amostrar os indivíduos de ascensão vertical, como freqüentemente era o caso dos estolhos da *Serjania*, incluímos todos os indivíduos cujo último ponto de enraizamento antes de ascender para o dossel ficava em uma parcela ou subparcela. Fizemos uma exceção para essa regra: incluímos os rametes que estavam enraizados fora das bordas da parcela quando eles eram parte de um genete que ficava dentro da parcela. O objetivo era estimar as taxas de mortalidade de rametes e genetes.

MEDIÇÃO DE RAMETES E GENETES INDIVIDUAIS

O inventário inicial foi conduzido de setembro a dezembro de 1996; em 1997 e 1999 realizamos novos inventários. Durante os inventários, avaliamos a sobrevivência, o crescimento e as características do microambiente para cada indivíduo. Avaliamos o crescimento dos indivíduos escandentes pelos aumentos no diâmetro do caule. Esse crescimento pode fornecer uma estimativa global satisfatória do tamanho dos cipós, pois está altamente correlacionado com a biomassa total acima do solo e a massa foliar de cipós (Putz 1983, Gerwing e Farias 2000). Medimos o diâmetro de cada ramete escandente à altura de 1,3 m acima do solo ou abaixo do ramo mais baixo, dependendo do que viesse primeiro. Marcamos os pontos de medição do diâmetro com um marcador permanente a fim de facilitar a remedição. Utilizando um par de sutas, medimos os indivíduos com diâmetro inferior a 5 cm até a precisão de 0,1 mm. Duas medidas foram tiradas de cada diâmetro, sendo uma ao longo de seu eixo mais grosso e a outra perpendicular à primeira. Em seguida, calculamos a média das duas. Os indivíduos com diâmetro igual ou superior a 5 cm foram medidos até a precisão de 1 mm usando uma fita de fibra de vidro. Ambas as espécies do gênero *Bauhinia* tinham a forma do caule irregular, o que impedia o uso de medidas-padrão de diâmetro. Para os indivíduos escandentes dessas espécies, medimos a espessura e a largura usando um par de sutas. Essas medições foram transformadas na área da seção do caule usando equações de regressão. Tais equações foram desenvolvidas a partir de 20 indivíduos extraídos de cada espécie que representavam a variação máxima de tamanhos de caules

encontrados (dados não publicados). Em seguida, convertemos as estimativas da área da seção do cipó para corresponderem aos diâmetros dos caules cilíndricos.

Avaliamos também as condições do indivíduo no microambiente em relação à fase de sucessão florestal e iluminação da copa. Determinamos quatro fases de sucessão com base na altura estimada da copa das árvores: (1) clareira (aberturas no dossel de pelo menos 25 m² com vegetação dominante com altura < 3 m); (2) estágio inicial (dossel com altura de 3 m – 13 m); (3) estágio avançado (dossel com altura de 13 m – 23 m); e (4) madura (dossel com altura > 23 m). Para evitar classificar árvores emergentes sozinhas como zona de floresta madura, pelo menos duas árvores altas adjacentes eram necessárias para defini-la como tal. Nas análises, designamos valores ordinais às fases da floresta (clareira = 0 ; estágio inicial = 1; estágio avançado = 2; e madura = 3). Determinamos também um Índice de Iluminação da Copa (adaptado de Dawkins e Field 1978, com modificações de Clark e Clark 1992) para cada indivíduo, com base na fonte e quantidade de luz que ele recebia: (1) iluminação indireta (copa não iluminada acima ou lateralmente); (1,5) baixa iluminação lateral; (2) média iluminação lateral; (2,5) alta iluminação lateral (em todos os casos de iluminação lateral < 10% da copa recebia iluminação de cima e as distinções entre as classes dependeram do número e do tamanho das aberturas no dossel); (3) média iluminação vertical (< 10% a 90% da copa exposta à luz vertical); e (4) alta iluminação vertical (> 90% da copa exposta à luz vertical).

ANÁLISE DOS DADOS

Utilizamos medianas para expressar a tendência central da fase florestal e dos Índices de Iluminação da Copa porque eles estavam em escala ordinal. Para os dados sobre crescimento, registramos tanto os valores medianos quanto os valores máximos. O uso de valores medianos, em vez de médias, permitiu incluir nas análises os incrementos negativos de crescimento sem ter que tratá-los como zero. Além disso, minimizou a influência dos poucos valores de crescimento extremamente altos nas medidas de tendência central. Nos casos em que a mediana ficou entre valores empatados, obteve-se um valor exato por interpolação (Zar 1984, p. 22).

Para as comparações estatísticas entre as espécies e entre as classes de tamanho da espécie usamos a Anava não-paramétrica de Kruskal-Wallis no Minitab 11,21 (Minitab Inc. 1996) com nível de significância de 0,05. Quando

esse teste foi significativo, conduzimos em seguida testes de diferenças entre pares de espécies usando o teste *U* individual de Mann-Whitney para cada uma das 15 possíveis combinações de pares entre as seis espécies. Fixamos a significância no nível de 0,05 usando as correções sequenciais de Bonferroni (Holm 1979, como descrito em Rice 1989) a fim de controlar as taxas de erro do tipo I global entre os 15 testes separados de pares.

RESULTADOS

DENSIDADE E ESTRUTURA DAS CLASSES DE TAMANHO DA POPULAÇÃO

Medimos as densidades de indivíduos de cipó em três estágios: plântulas (indivíduos auto-sustentados com altura > 5 cm a ≤ 50 cm), indivíduos independentes (indivíduos auto-sustentados com altura > 50 cm) e rametes e genetes escandentes (Tabela 1). As densidades de plântulas variaram de 4.157 indivíduos/ha da *B. guianensis* para 40 indivíduos/ha da *Croton*, enquanto a densidade de indivíduos independentes variou de 408 indivíduos/ha da *B. guianensis* para 2 indivíduos/ha da *Acacia*. Houve também uma diferença de aproximadamente nove vezes entre a densidade mais alta e a mais baixa de rametes escandentes (243 indivíduos/ha da *Serjania* versus 28 da *Croton*). Entretanto, com exceção das duas espécies de *Bauhinia*, as quais tinham densidades quase iguais de rametes e de genetes, houve apenas uma diferença de duas vezes entre as espécies na densidade de genetes (Tabela 1).

Notamos três padrões básicos de estrutura de classes de tamanho de rametes e genetes escandentes (representados nos dados sobre classe de tamanho por seus rametes de maior diâmetro) entre as seis espécies (Figura 2). Mais de 70% dos indivíduos escandentes de cada uma das espécies de *Bauhinia* estavam na classe de diâmetro menor ($< 1,5$ cm). As distribuições das classes de tamanho de rametes e genetes foram quase idênticas pelo fato de essas espécies terem apresentado pouca renovação vegetativa. Duas outras espécies, *Memora* e *Serjania*, também tinham a maioria dos rametes na classe de diâmetro menor. No entanto, a distribuição das classes de tamanho de genetes tendeu a ter menos indivíduos de diâmetro pequeno porque muitos desses indivíduos originam-se vegetativamente. No caso da *Serjania*, por exemplo, 73% dos rametes e menos de 1% dos genetes ocorriam na classe de diâmetro menor. As duas espécies restantes, *Acacia* e *Croton*, tinham as distribuições de classes de diâmetro tanto de rametes quanto de genetes uniformes (Figura 2).

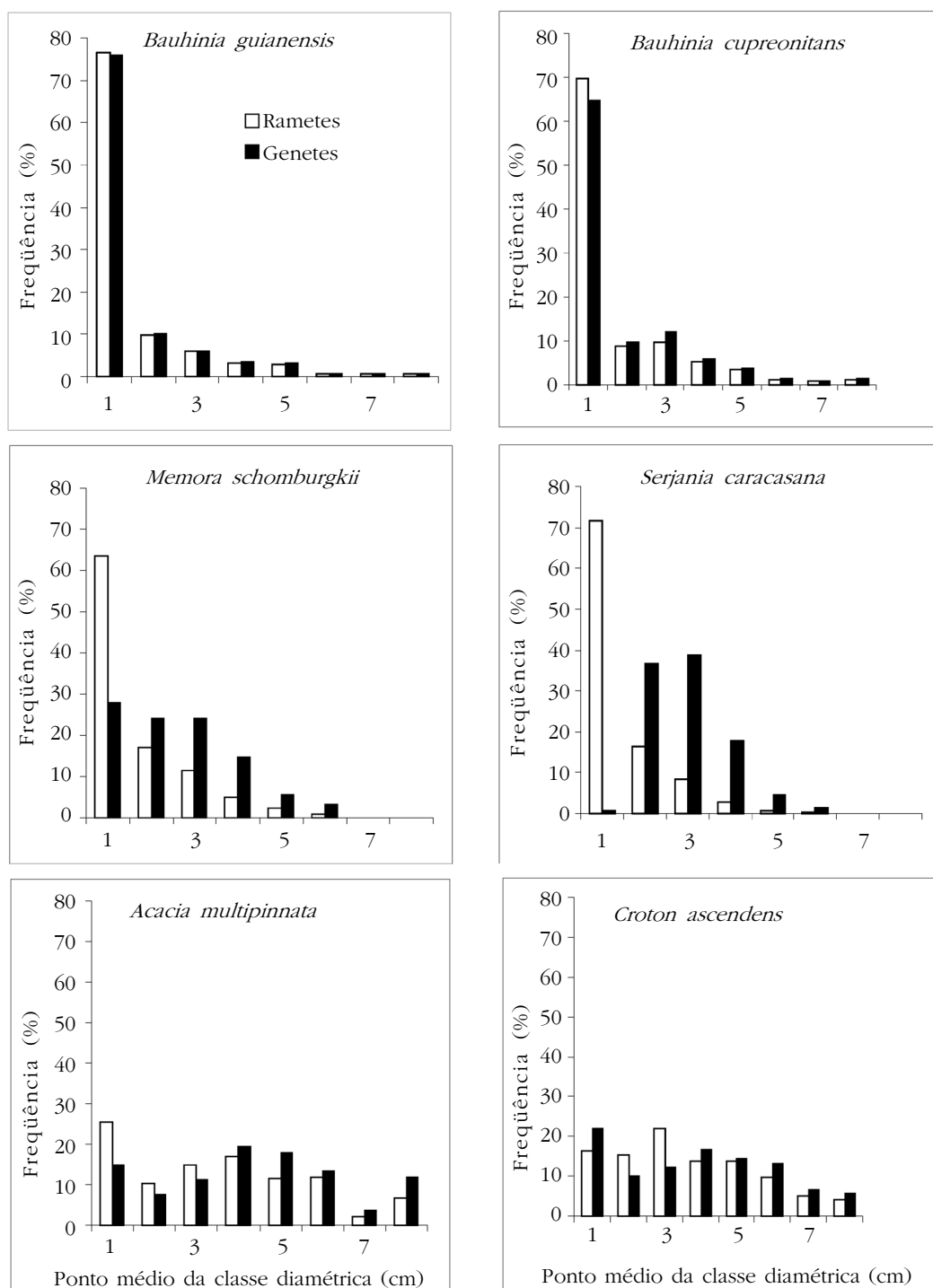


Figura 2. Distribuição de freqüência de diâmetros de rametes e genetets de seis espécies de cipó do dossel numa floresta nativa próximo de Paragominas, Pará. Os genetets são representados nos dados por seus rametes de maior diâmetro. Ver “Métodos: Amostragem” para mais esclarecimentos sobre como os rametes e genetets dos cipós foram medidos.

CLASSES DE MICROAMBIENTE DURANTE A ONTOGÊNESE

As seis espécies foram agrupadas em três classes de microambiente com base nos seus três padrões de mudança na afinidade com o microambiente durante a ontogênese (Tabela 2). A intenção ao agrupar as espécies de cipó era proporcionar uma ferramenta heurística para organizar nossas interpretações sobre a estrutura, o crescimento e a mortalidade da população.

Classificamos duas espécies, *Memora* e *B. guianensis*, como espécies de sucessão avançada (Tabela 2). Encontramos plântulas e indivíduos independentes dessas espécies em todas as fases da floresta, com níveis médios de iluminação relativamente baixos. Todavia, indivíduos finos escandentes estavam mais freqüentemente associados com clareiras e floresta em estágio inicial do que indivíduos independentes; disso subentende-se que a transição da fase independente para a fase escandente estava relacionada à ocorrência de clareira. Indivíduos com diâmetro grande da *Memora* e da *B. guianensis* estavam mais significativamente associados a florestas em estágio de sucessão avançada e madura do que os indivíduos das outras espécies. Classificamos a *B. cupreonitans*, a *Serjania* e a *Acacia* como espécies de sucessão inicial (Tabela 2). Essas espécies foram diferenciadas das espécies da classe de sucessão avançada de duas maneiras. Primeiro, indivíduos independentes dessas espécies foram encontrados em microambientes que eram, em média, melhor iluminados e mais associados com clareiras e fase de sucessão inicial. Segundo, como indivíduos de diâmetro grande, as espécies de sucessão inicial permaneceram fortemente associadas à floresta em fase de sucessão inicial, sendo menos comuns na floresta em fase de sucessão avançada e raras na floresta madura. Uma única espécie, a *Croton*, foi classificada como espécie pioneira (Tabela 2). Essa espécie era única porque foi encontrada quase exclusivamente em microambientes altamente iluminados - ou em clareiras ou em floresta em fase de sucessão inicial - em todas as classes de tamanho. Indivíduos com diâmetro grande foram encontrados na floresta em fase de sucessão avançada, porém, nunca foram encontrados na floresta madura.

DIFERENÇAS NAS TAXAS DE MORTALIDADE E CRESCIMENTO POR CLASSES DE TAMANHO E MICROAMBIENTE

Em todas as espécies estudadas, as taxas médias de mortalidade de genetes diminuíram com o aumento da classe de tamanho – de plântulas a cipós escandentes (Tabela 3). A taxa de mortalidade média anual de plântulas de todas as espécies juntas foi de 29% e, embora houvesse uma diferença de quase o triplo entre o valor mais alto (50% para a *Serjania*) e o mais baixo (17% para a *Memora*), não houve um padrão claro entre as classes de microambiente

Tabela 2. Medianas dos Índices de Iluminação da Copa e de Fase Florestal, por classe de tamanho, para seis espécies de cipó numa floresta nativa próximo de Paragominas, Pará. Os valores possíveis do Índice de Iluminação variaram de 1 (nenhuma iluminação direta) a 4 (iluminação vertical total) e os do Índice de fase florestal variaram de 0 (clareira) a 3 (floresta madura).

Classe sucessional	Espécies [†]	Classes de tamanho					
		Plântulas com altura < 50 cm		Ind. independentes com altura > 50 cm		escandentes < 1,5 cm dia	
		Medianas do índice de iluminação	Medianas do índice de fase florestal	Medianas do índice de iluminação	Medianas do índice de fase florestal	Medianas do índice de fase florestal	escandentes ≥ 1,5 cm dia
Avançada	MS	2,3 ^{bc}	2 ^{bc}	2,3 ^c	2 ^d	1 ^b	2 ^d
Avançada	BG	2,3 ^b	2 ^c	2,3 ^c	2 ^{cd}	1 ^b	2 ^c
Inicial	SC	2,3 ^{ac}	1 ^c	2,3 ^{bc}	2 ^{bc}	1 ^b	1 ^b
Inicial	BC	2,3 ^{bc}	1 ^{bc}	2,5 ^{bc}	1 ^{bc}	1 ^a	1 ^b
Inicial	AM	2,3 ^{bc}	1 ^{bc}	2,5 ^b	1 ^b	1 ^a	1 ^{ab}
Pioneira	CA	2,5 ^a	0 ^a	3,0 ^a	0 ^a	0 ^{††}	1 ^a
	P*	<0,001	0,002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

[†] As abreviaturas das espécies são MS = *Memora schomburgkii*, BG = *Bauhinia guianensis*, SC = *Serjania caracasana*, BC = *Bauhinia cupreaniflora*, AM = *Acacia multipinnata* e CA = *Croton ascendens*.

^{††} Esses dados foram excluídos das comparações pareadas porque todos os indivíduos tiveram o mesmo valor, impedindo assim o uso do teste-*U* de Mann-Whitney (Minitab, 1996).

* Valores de probabilidade são da Anava de Kruskal-Wallis; as diferentes letras sobrescritas entre os valores na coluna indicam diferenças pareadas significativas pelos testes-*U* de Mann-Whitney (isto é, $P < 0,05$ após correções sequenciais de Bonferroni para 15 testes individuais que representam todas as possíveis comparações pareadas entre as seis espécies).

(Tabela 3). A taxa de mortalidade média de indivíduos independentes foi de 7,4% e, nesse caso, houve uma diferença de sete vezes entre as espécies; os dois valores mais baixos correspondiam às espécies de sucessão avançada. Entre os genetes de indivíduos escandentes com diâmetro superior a 1,5 cm, a taxa de mortalidade anual média de todas as espécies foi de 3,1%. Nesse caso, duas espécies, *Memora* e *Serjania*, destacaram-se com taxas anuais de mortalidade de genetes baixas (0,2% e 0,7%, respectivamente). Essas duas espécies eram de classes de microambiente diferentes, porém compartilhavam uma alta capacidade para a formação de grupos clonais em relação às outras espécies de interesse (Tabela 1). Calculada para todas as espécies, a taxa média de mortalidade anual de rametes escandentes de diâmetro igual ou superior a 1,5 cm (6,7%) foi aproximadamente o dobro da de genetes. As duas taxas mais baixas de mortalidade de rametes para indivíduos escandentes foram observadas na *Memora* (1,3 %/ano) e na *B. guianensis* (4,3%/ano), duas espécies de sucessão avançada (Tabela 3). Em contraste, a *Serjania*, uma espécie estolonífera, teve uma mortalidade anual de rametes de 13,3%.

O crescimento diamétrico mediano diferiu entre os indivíduos escandentes de todas as espécies e entre as espécies reunidas em três grupos estatisticamente distintos que tinham relação com a classe de microambiente (Tabela 4). A espécie que apresentou o crescimento mais lento, a *Memora*, teve um incremento mediano anual (0,3 mm) de apenas um quarto daquele da segunda e da terceira espécies com o crescimento mais lento – *B. guianensis* (1,1 mm/ano) e *Serjania* (1,2 mm/ano). As três espécies com crescimento mais rápido – as duas espécies de sucessão inicial restantes e a *Croton* – tiveram incrementos diamétricos medianos anuais que variavam de 1,8 mm a 2,00 mm. O incremento diamétrico anual máximo observado estava altamente correlacionado com a classe de microambiente; a taxa de crescimento máxima mais alta observada foi na *Croton* (pioneira), seguida por valores intermediários para as espécies de sucessão inicial e valores mais baixos para as espécies de sucessão avançada (Tabela 4). Todas as espécies tiveram pelo menos alguns indivíduos que apresentaram crescimento zero ou negativo durante o período do estudo (Tabela 4). O crescimento negativo foi particularmente evidente nas duas espécies de *Bauhinia*. Essas espécies tiveram grande parte de seus indivíduos mortos e deteriorados, deixando uma fração do diâmetro original restante.

Além das diferenças nas taxas de crescimento entre as espécies, várias espécies apresentaram diferenças entre as classes de diâmetro dos indivíduos escandentes na própria espécie (dados não apresentados). Por exemplo, as taxas medianas de crescimento da *Acacia*, *B. cupreonitans* e *Croton* foram mais altas para os indivíduos com diâmetro intermediário (3 cm – 5 cm de diâmetro) e mais baixas para os indivíduos com diâmetro grande. Em contraste, duas espécies, *Memora* e *Serjania*, não apresentaram nenhuma diferença nas

Tabela 3. Taxas exponenciais anuais de mortalidade (Swaine e Lieberman 1987) de 1996 –1999 para seis espécies de cipó estudadas numa floresta nativa próximo de Paragominas, Pará.

Classe de tamanho														
Plântulas com altura < 50 cm		Indivíduos com altura > 50 cm		Escandentes < 1,5 cm diâmetro				Escandentes ≥ 1,5 cm diâmetro						
Genetes		Rametes		Genetes		Rametes		Genetes		Rametes				
%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N			
Classes de microambiente	Avançada	MS	16,6	100	2,9*	35	0,0	11	2,5	94	0,2	135	1,3	271
	Avançada	BG	31,6	363	7,1	191	5,4	110	5,6	120	3,8	175	4,3	186
	Inicial	SC	50,0	104	15,7	10	—	1	24,7	152	0,7	135	13,3	301
	Inicial	BC	20,5	49	7,8	23	6,3	28	7,2	35	5,1	84	6,3	90
	Inicial	AM	33,5	68	20,6*	12	9,1	4	20,6	12	5,0	113	8,2	172
	Pioneira	CA	17,0	7	9,1	12	9,1	4	9,1	4	5,5	70	5,8	103
Todas as espécies			29,1	691	7,4	283	5,4	158	11,4	417	3,1	712	6,7	1.123

[†] As abreviaturas das espécies são MS = *Memora schomburgkii*, BG = *Bauhinia guianensis*, SC = *Serjania caracasana*, BC = *Bauhinia cupreonitans*, AM = *Acacia multipinnata* e CA = *Croton ascendens*.

* A taxa exponencial anual de mortalidade de rametes independentes foi de 8,6% para a *Memora schomburgkii* ($n = 59$) e 33,0% para a *Acacia multipinnata* ($n = 10$).

Tabela 4. Incremento Diamétrico Mediano Anual (IDMA) de indivíduos escandentes de seis espécies de cipó, medido entre 1996 e 1999 numa floresta nativa próximo de Paragominas, Pará.

Classe	Espécie [†]	n	Diâmetro (mm) em 1996		IDMA (mm) 1996 – 1999	
			Mediana	Amplitude	Mediana	Amplitude
Avançada	MS	295	24	3 - 65	0,3 ^c	(-0,4) - 2,6
Avançada	BG	236	18	2 - 183	1,1 ^b	(-0,7) - 4,4
Inicial	SC	228	22	4 - 61	1,2 ^b	0,0 - 6,0
Inicial	BC	90	25	4 - 115	1,8 ^a	(-8,7) - 6,4
Inicial	AM	129	41	4 - 194	1,9 ^a	(-0,8) - 7,5
Pioneira	CA	164	40	9 - 115	2,2 ^a	(-0,5) - 8,8
<i>P</i>			< 0,001			

[†] As abreviaturas das espécies são: MS = *Memora schomburgkii*, BG = *Bauhinia guianensis*, SC = *Serjania caracasana*, BC = *Bauhinia cupreonitans*, AM = *Acacia multipinnata* e CA = *Croton ascendens*.

* Valores de probabilidade da Anava de Kruskal-Wallis que compara o crescimento entre as espécies. As diferentes letras sobrescritas entre os valores na coluna indicam diferenças pareadas significativas pelos testes-*U* de Mann-Whitney (isto é, $P < 0,05$ após correções sequenciais de Bonferroni para 15 testes individuais).

taxas medianas de crescimento entre as classes de tamanho. Usando as taxas medianas de crescimento, o tempo estimado para atingir 5 cm de diâmetro variou de 25 anos para a *Croton* a 169 anos para a *Memora*. Quando as taxas máximas de crescimento foram usadas, essa estimativa foi reduzida para 7 anos e 30 anos, respectivamente (Tabela 5).

DISCUSSÃO

As seis espécies incluídas neste estudo diferiram na estratégia de reprodução, na densidade populacional, na estrutura de classes de tamanho e nas taxas de crescimento e de mortalidade. Inicialmente, examinamos esses aspectos da história de vida natural dos cipós com base em resultados de estudos anteriores. Em seguida, consideramos a diversidade global de estratégias de vida natural apresentadas entre as espécies de cipó e as comparamos entre as árvores e os cipós tropicais.

ESTRATÉGIAS DE REPRODUÇÃO DOS CIPÓS

Diferenças importantes nas histórias de vida natural entre espécies que ocorrem em conjunto poderão ser manifestadas durante os estágios iniciais de regeneração (Grubb 1977, Swaine e Whitmore 1988). Pelo fato de os cipós serem freqüentemente considerados plantas que demandam luz, podemos

Tabela 5. Características de vida natural selecionadas de seis espécies de cipó estudadas numa floresta nativa próximo de Paragominas, Pará.

	Classes de microambiente						
	Fase de sucessão avançada			Fase de sucessão inicial			Pioneira
	<i>Memora schomburgkii</i>	<i>Bauhinia guianensis</i>	<i>Serjania caracasana</i>	<i>Bauhinia cupreonitans</i>	<i>Acacia multipinnata</i>	<i>Croton ascendens</i>	
Massa da semente (g)*	4	0,5	0,09	0,4	0,2	0,05	
Indivíduos independentes com altura > 50 cm							
Densidade (ind./ha)	144	408	4	101	2	4	
Mortalidade anual (%)	2,9	7,1	15,7	7,8	20,6	9,1	
Indivíduos que encontraram apoio							
(% da amostra inicial)	4	5	0	13	10	42	
Indivíduos escandentes com diâmetro > 1,5 cm							
Crescimento diamétrico mediano (mm/ano)	0,3	1,1	1,2	1,8	1,9	2,2	
Forma da distribuição das classes de tamanho							
Rametes	J Invertido	J Invertido	J Invertido	J Invertido	Achatada	Achatada	
Genetes	Achatada	J Invertido	Unimodal	J Invertido	Achatada	Achatada	
Mortalidade anual (%)							
Rametes	1,3	4,3	13,3	6,3	8,2	5,8	
Genetes	0,2	3,8	0,7	5,1	5,0	5,5	
Reprodução vegetativa	Adaptação	Rara	Estratégia	Rara	Adaptação	Adaptação	
Período decorrido (anos) desde o início da ascensão até o diâmetro de 5 cm							
Assumindo taxas de crescimento medianas	169	50	44	31	41	25	
Assumindo taxas de crescimento máximas	30	13	10	10	9	7	

* Os valores são médias de $n = 50$ sementes de ≥ 3 indivíduos mãe.

esperar uma relação positiva entre os níveis de iluminação e a abundância de plântulas. No entanto, um estudo conduzido numa floresta temperada não encontrou nenhuma correlação entre a distribuição de plântulas e o nível de iluminação; ao contrário, a distribuição de plântulas estava relacionada à umidade do solo (Collins e Wein 1993). Por outro lado, um inventário realizado numa floresta tropical da Jamaica mostrou que as plântulas de 9 de 18 espécies de cipó se estabeleciam principalmente em clareiras (Kelley 1985). Um estudo de seis anos sobre clareiras resultantes de exploração madeireira realizado numa floresta adjacente à área do estudo atual encontrou quatro espécies de cipó (*Gouinia pyrifolia*, *Tournefortia laevigata*, *Davilla kunthii* e *Passiflora glandulosa*) cujo recrutamento a partir da semente se limitava às grandes clareiras (Gerwing e Uhl, 2002). Em nosso estudo, não foi possível discernir até que ponto a disponibilidade de luz funcionava como um filtro para o estabelecimento global de plântulas, pois não se conhecia a abundância de microambientes com níveis diferenciados de iluminação em toda a floresta. Todavia, com exceção da *Croton*, que foi encontrada exclusivamente em microambientes altamente iluminados, as espécies de estudo não pareceram requerer muita iluminação para o estabelecimento inicial como plântulas. Porém, para as espécies de sucessão inicial no estudo, a sobrevivência e o crescimento das plântulas recentemente estabelecidas aparentemente estavam correlacionados com a iluminação.

A maioria das espécies de cipó tem uma fase de plântula independente. Das 148 espécies revistas por Caballé (1998), 131 possuíam plântulas independentes, 3 não possuíam e 14 eram indeterminadas. A abundância relativa de indivíduos independentes e escandentes, no entanto, varia entre as espécies. Por exemplo, um estudo no Panamá relatou proporções de plântulas independentes (altura ≥ 10 cm) a indivíduos escandentes que variavam de 5:1 a 0,2:1 para as 20 espécies mais comuns de cipó (Putz 1984a). Em nosso estudo, todas as seis espécies possuíam plântulas independentes, embora a densidade do conjunto de plântulas variasse consideravelmente entre as espécies e estivesse um tanto relacionada à classe de microambiente. Das espécies de interesse, as duas espécies de sucessão avançada (*Memora* e *B. guianensis*) tinham as densidades mais altas de indivíduos independentes (altura ≥ 50 cm). Esses conjuntos de varetas resultaram das taxas relativamente baixas de mortalidade na classe de tamanho independente e taxas baixas de transição dessa fase para a fase escandente (Tabela 5).

Indivíduos independentes não eram comuns na maioria das espécies de sucessão inicial e pioneira, porém, as razões para a baixa densidade de varetas diferiram entre as espécies. Para a *Serjania*, a falta de indivíduos independentes e a total ausência de estabelecimento de novos genetes escandentes durante o período do estudo foi surpreendente, dadas as densidades relativamente altas de

plântulas pequenas. Padrões similares foram observados nos cipós estoloníferos *Ipomea phillomega* e *Marsdenia laxiflora* no México (Peñalosa 1984) e *Tetracera alnifolia* na África Ocidental (Caballé 1980a), sugerindo que o recrutamento de genetes nos cipós estoloníferos pode ocorrer muito infreqüentemente, provavelmente apenas em clareiras muito grandes. As populações dessas espécies são mantidas por meio da renovação vegetativa e da baixa mortalidade de genetes. Assim como a *Serjania*, a *Acacia* também não tinha um banco de varetas bem desenvolvido. Entretanto, diferente da *Serjania*, a *Acacia* recrutou novos genetes escandentes durante o período do estudo. O não desenvolvimento de um conjunto de indivíduos independentes da *Acacia*, foi, aparentemente, consequência de suas altas taxas de saída tanto através da mortalidade como da transição para a fase escandente. Além disso, quando alcançavam a altura de aproximadamente 50 cm, na qual já não podiam se manter em pé, os indivíduos independentes da *Acacia* tendiam a tombar sobre o seu próprio peso. Esse “tombo” pode ser uma estratégia de adaptação para mover-se horizontalmente pela floresta em busca de base de apoio ou iluminação. Para a espécie restante, a *Croton*, a baixa densidade de indivíduos independentes foi resultado do recrutamento restrito a microambientes altamente iluminados de clareiras e da alta porcentagem de indivíduos independentes que conseguiram base de apoio para ascender (Tabela 5).

A renovação de indivíduos escandentes enraizados via reprodução vegetativa é comum entre os cipós, e espécies aparentemente sem capacidade de se propagar vegetativamente (por exemplo, *Entada gigas*, Caballé 1980b) são raras. Para algumas espécies (por exemplo, *Ipomoea phillomega*, Peñalosa 1984, e *Serjania*, neste estudo), a renovação vegetativa parece iniciar na maturidade e ocorre via estolhos. Tais estolhos inicialmente crescem horizontalmente pelo chão da floresta formando grupos clonais quando esses indivíduos enraízam e desligam-se. Em outras espécies (por exemplo, *Entada scelerata*, Caballé 1977, e *Memora*, *Acacia* e *Croton*, neste estudo), a renovação vegetativa é estimulada pelos danos à estrutura da floresta ou ao próprio cipó. Ela ocorre via brotação da raiz, da base do tronco e das partes do caule caído que produziram raízes adventícias, formando grupos clonais por acaso. No primeiro modo de reprodução vegetativa, a renovação é chamada de “estratégia” e, no último, de “adaptação” (Beekman 1981). Em nosso estudo, a distribuição desses modos de renovação vegetativa entre as espécies de interesse não tinha relação com a classe de microambiente (Tabela 5).

DENSIDADE POPULACIONAL DE CIPÓS E ESTRUTURA DAS CLASSES DE TAMANHO

Estudos que estimam a densidade de cipós e a diversidade de espécies de parcelas relativamente pequenas são comuns (tipicamente, 0,1 ha) (Gentry 1991a), porém, dados sobre a densidade populacional e a estrutura das classes de tamanho

de espécies individuais de áreas de amostra maiores são raros. Todavia, um desses estudos em uma floresta nativa no Panamá encontrou somente duas espécies de cipó do dossel com densidade superior a 50 indivíduos/ha de rametes escandentes (*Maripa panamensis*, 101 indivíduos/ha e *Pleonotoma variables*, 73 indivíduos/ha; Putz 1984a). Em nosso estudo, três espécies, *Serjania*, *Memora* e *B. guianensis*, tinham densidades de rametes superiores a 100 indivíduos/ha e outras duas, *B. cupreonitans* e *Acacia*, tinham densidades superiores a 50 indivíduos/ha. Isso sugere que essas espécies estudadas podem ocorrer em densidades que estão no extremo mais alto entre os cipós da América tropical. Entretanto, quando se compara a densidade populacional de espécies individuais de cipó entre sítios, é importante considerar as diferenças na densidade global de cipós entre os sítios. Por exemplo, a área deste estudo tinha densidade três vezes mais alta de cipós escandentes que a área de estudo no Panamá (cerca de 2.500 indivíduos ≥ 1 cm de diâmetro/ha, capítulo 2 deste livro *versus* 773 indivíduos/ha, Putz 1984a) e é provável que florestas com densidades globais de cipós altas também tenham espécies individuais que ocorrem em densidades populacionais altas.

Inventários de múltiplas espécies de cipó têm consistentemente mostrado que o número de indivíduos finos excede muito o de indivíduos com diâmetro maior (Beekman 1981, Putz 1984a, Putz e Chai 1987, Bullock 1990, Laurance *et al.* 2001, Vidal *et al.* 1997). Neste estudo, quatro espécies apresentaram o padrão de distribuição das classes de tamanho de rametes em forma de “j invertido” (isto é, grande número de indivíduos nas classes de diâmetro menores, declinando rapidamente nas classes maiores) (Tabela 5) que refletiu aquele encontrado nos levantamentos de múltiplas espécies. Essa estrutura populacional sugere uma história de recrutamento contínuo (Lorimer 1985). No entanto, para duas dessas espécies, *Memora* e *Serjania*, a forma da distribuição das classes de tamanho de genetes era achatada ou unimodal, um indicativo de recrutamento periódico (Lorimer 1985). As duas espécies restantes, *Acacia* e *Croton*, tinham a distribuição das classes de tamanho relativamente achatada tanto para rametes quanto para genetes. Verificamos que a estrutura das classes de tamanho publicada de uma espécie individual de cipó, *Ancistrocladus korupensis*, era similar à estrutura populacional da *Croton* e da *Acacia* deste estudo (Foster e Sork 1997).

CRESCIMENTO E MORTALIDADE DE CIPÓS

Os dados publicados sobre o crescimento diamétrico de cipós sugerem que as taxas de crescimento são tipicamente baixas, porém variáveis entre as espécies. Putz (1990) relatou uma taxa média anual de crescimento de 1,4 mm para 15 espécies de cipó durante um período de estudo de oito anos no Panamá. Em seu estudo, as médias de crescimento por espécie variaram de 0,2 mm a

5,8 mm/ano, com tamanhos de amostra que variavam de 1 a 26 indivíduos por espécie. Em um estudo conduzido durante 13 anos numa floresta na Costa Rica, Ewers *et al.* (1991) relataram uma taxa média anual de crescimento de 1,8 mm para cipós com diâmetro grande (superior a 10 cm). A média de crescimento de cada espécie variou de 0 mm a 5,2 mm, porém muitas espécies eram representadas apenas por um indivíduo. Em ambos os estudos, o crescimento diamétrico dos cipós foi substancialmente menor do que o das árvores que cresciam no mesmo local (Putz 1990, Ewers *et al.* 1991). Numa floresta temperada, Allen *et al.* (1997) relataram um incremento médio anual de 1,3 mm para indivíduos com diâmetro igual ou superior a 2,5 cm de cinco espécies de cipó durante quatro anos. Nesse caso, as médias de incremento por espécie variaram de 0,7 mm a 1,9 mm/ano e os tamanhos das amostras (18 a 195 indivíduos por espécie) foram maiores que nos dois estudos anteriormente mencionados. Em nosso estudo, a taxa média anual de crescimento das seis espécies estudadas foi de 1,3 mm ($n = 1.142$). Entretanto, a taxa mediana de crescimento foi de 0,9 mm/ano, sugerindo que a média foi fortemente afetada por vários indivíduos que crescem rapidamente. A similaridade notável entre os resultados de todos esses estudos sugere que, na média, o crescimento diamétrico dos cipós é lento e pode variar um pouco entre as regiões tropicais ou entre as florestas temperadas e tropicais.

As taxas de crescimento medianas por espécie variaram de 0,3 mm a 2,2 mm, valores que estão dentro da variação de taxas relatadas em outros estudos. Este estudo também está de acordo com o resultado de um estudo anterior de que numa dada floresta pode haver um grande intervalo de variação entre a espécie de crescimento mais lento e a de crescimento mais acelerado. Todavia, nosso estudo é o único que relaciona essa diferença nas taxas de crescimento à afinidade com o habitat. Entre as espécies estudadas houve uma relação estreita entre as taxas de crescimento diamétrico e o grupo de microambiente (Tabela 5). As duas espécies com crescimento mais lento estavam mais associadas com floresta em fase de sucessão avançada e floresta madura, enquanto as espécies com crescimento mais acelerado estavam mais associadas a clareiras e florestas em fase de sucessão inicial.

As taxas de mortalidade de cipós têm sido bem menos estudadas do que as taxas de crescimento diamétrico. No único estudo publicado que se conseguiu encontrar, Putz (1990) relatou taxas médias anuais de mortalidade de 1,5% para rametes escandentes e de 0,3% para genetes escandentes de 15 espécies estudadas durante oito anos. As taxas médias anuais de mortalidade estimadas de múltiplas espécies em nosso estudo (6,7% para rametes e 3,1% para genetes entre indivíduos com diâmetro $\geq 1,5$ cm) foram substancialmente mais altas. Pode haver várias razões para isso. Primeiro, há uma ampla variação nas taxas de mortalidade de genetes de cipó entre as espécies (0,2% para a *Memora* a 5,5% para a *Croton*, no

estudo atual) e este estudo pode ter incluído uma quantidade maior de espécies com vida curta do que o estudo de Putz (1990). Segundo, um estudo de oito anos sobre mortalidade (Putz 1990) tenderá a ter estimativas mais baixas do que um de três anos (este estudo) pelo fato de as taxas de mortalidade estimadas estarem inversamente relacionadas à duração do estudo (Sheil e May 1996). Terceiro, é provável que as estimativas de mortalidade de genetes feitas neste estudo superestimem as taxas de mortalidade de “genetes verdadeiros”⁴, uma vez que elas estão baseadas em “genetes aparentes”⁵. Esse problema de superestimação foi mais grave para a *Serjania*, na qual alguns ou possivelmente a maioria dos genetes que se considerou estarem morrendo podem ter tido alguns rametes sobreviventes. Finalmente, a seca associada ao *El Niño* de 1997 – 1998, uma das mais fortes do século (McPhaden 1999), ocorreu durante o período do estudo e pode ter resultado na elevação da taxa de mortalidade de cipós. Todavia, a pequena diferença nas taxas globais de mortalidade de indivíduos com diâmetro igual ou superior a 1,5 cm entre os períodos de pré-seca (mortalidade anual entre 1996 a 1997 de 3,1% para genetes e de 6,4% para rametes) e seca (mortalidade anual entre 1997 a 1999 de 3,2% para genetes e 6,7% para rametes) no estudo atual sugere que esse não foi o caso.

ESTRATÉGIAS DE VIDA NATURAL DOS CIPÓS TROPICAIS

Os cipós tropicais do dossel usam uma diversidade de estratégias de vida natural e, dado o pequeno número de espécies estudadas, torna-se difícil fazer generalizações amplas. No entanto, há algumas tendências aparentes. Primeiro, há uma variação no estabelecimento de novos genetes escandentes entre as espécies, que aparentemente está relacionada à afinidade com o habitat. Espécies em fase adulta, associadas com microambientes menos iluminados na floresta em fase de sucessão avançada, podem ter densidades relativamente altas de indivíduos independentes. Tais indivíduos apresentam baixas taxas médias de sucesso no que se refere a encontrar base de apoio. Já as espécies associadas com microambientes altamente iluminados e florestas em fase de sucessão inicial podem ter densidades mais baixas de indivíduos independentes. Além disso, há uma diferença nas taxas de crescimento e mortalidade de indivíduos escandentes entre as espécies, a qual pode estar correlacionada à afinidade com o habitat. Espécies de cipó de sucessão tardia aparentemente têm taxas de crescimento e

⁴ Genetes que incluem todos os rametes filhos, mesmo aqueles com nenhuma evidência de conexão física no passado.

⁵ Aqueles com alguma evidência de interconexão presente ou passada entre os indivíduos.

mortalidade mais baixas que aquelas associadas com florestas em fase de sucessão inicial. Além disso, pode ser que muitos cipós estoloníferos possuam genetes longevos que são mantidos quase exclusivamente via renovação vegetativa com recrutamento infrequente de novos genetes. Finalmente, é visível que alguns cipós são espécies pioneiras genuínas (*sensu* Swaine e Whitmore 1988), que requerem luz para a germinação da semente. É provável que a *Croton*, entre as espécies deste estudo, esteja nessa categoria, no entanto, é necessário fazer testes de germinação da semente para confirmar essa hipótese.

Os resultados deste estudo sobre as estratégias de vida natural dos cipós apóiam algumas descobertas feitas em estudos sobre as inter-relações das características de vida natural de espécies de árvores tropicais. Por exemplo, o tamanho da semente nas árvores tropicais tende a diminuir entre as espécies que necessitam de níveis mais altos de iluminação para a germinação da semente e estabelecimento das plântulas (Denslow 1980, Swaine e Whitmore 1988). Entre as espécies em estudo, aquelas mais associadas com microambientes pouco iluminados (isto é, as espécies de sucessão avançada) possuíam as sementes maiores, enquanto a *Croton*, uma espécie exclusivamente associada com clareiras, e a *Serjania*, uma espécie que germinava na sombra mas tinha baixa taxa de sobrevivência, tinham as sementes menores (Tabela 5). Além disso, as espécies estudadas geralmente apresentaram uma relação inversa entre as taxas de crescimento diamétrico e as taxas de mortalidade do indivíduo, similar àquela encontrada entre as árvores tropicais (Korning e Balslev 1994).

Apesar dessas similaridades, as histórias de vida natural dos cipós tropicais têm algumas diferenças básicas com as árvores tropicais. Primeiro, o crescimento diamétrico dos cipós é mais lento do que o das árvores. Entre as espécies de cipó em estudo, as taxas medianas anuais de crescimento diamétrico de indivíduos com diâmetro igual ou superior a 1,5 cm variaram de 0,3 mm para a *Memora*, espécie de sucessão avançada, a 2,2 mm para a *Croton*, uma espécie pioneira. Em contraste, as taxas medianas de crescimento diamétrico de 11 espécies de árvores amazônicas do dossel e semi-dossel variaram de 1,4 mm para espécies de floresta madura a 11,6 mm para espécies pioneiras (Korning e Balslev 1994). Além disso, os genetes dos cipós também podem ter vida mais longa do que os das árvores. Neste estudo, as taxas anuais de mortalidade de genetes de cipós variaram de 0,2% para a *Memora* a 5,5% para a *Croton*. No estudo sobre árvores tropicais mencionado anteriormente, as taxas anuais de mortalidade variaram de 0,8% a 6,4% para espécies da floresta madura e espécies pioneiras, respectivamente (Korning e Balslev 1994). Diferenças similares entre as taxas de crescimento e mortalidade de cipós e árvores foram encontradas no Panamá (Putz 1990). Além das diferenças nessas taxas, os cipós apresentam um espectro mais diverso de adaptações para a

reprodução vegetativa do que as árvores tropicais. Por exemplo, apesar de muitas espécies de árvores tropicais serem capazes de rebrotar dos tocos (Negreros-Castillo e Hall 2000) e de alguns grupos clonais produzidos (por exemplo, a palmeira *Oenocarpus mapora*, Steven 1989), não há relatos sobre árvores tropicais que produzem redes extensas de estolhos como as da *Serjania* (estudo atual), da *Ipomea phillomega* ou da *Marsdenia laxiflora* (Peñalosa 1984). Além disso, as diferenças na capacidade de renovação vegetativa entre as espécies de cipó podem resultar em diferenças na longevidade e mortalidade de genetes entre as espécies com afinidades similares com o microambiente. Por exemplo, a *Memora* e a *B. guianensis* tiveram afinidades similares com o microambiente durante a ontogênese, porém, as estimativas de longevidade dos genetes dessas espécies diferiram em mais de uma ordem de grandeza. Isso ocorreu em parte por causa da capacidade diferenciada na renovação vegetativa. Esses resultados sugerem que embora os cipós apresentem uma diversidade de estratégias de vida natural, é possível fazer generalizações. Por exemplo, os cipós que possuem um estoque bem desenvolvido de plântulas e varetas possivelmente tenderão a ser relativamente lentos no crescimento e associados com florestas em fase de sucessão intermediária à avançada. Além disso, parece haver uma relação positiva entre a taxa de crescimento diamétrico do indivíduo e a taxa de mortalidade de rametes. Finalmente, há evidências para sugerir que algumas espécies de cipó (por exemplo, *Memora*, neste estudo) podem ter sua abundância relacionada a uma combinação de alta capacidade de reprodução vegetativa, taxas baixas de mortalidade e abundância de plântulas e varetas. Compreender melhor as diferenças nas características de vida natural entre as espécies pode aumentar nossa compreensão global dos papéis que os cipós desempenham na regeneração da floresta e na manutenção da diversidade de espécies.

**ECOLOGIA
E MANEJO
DE CIPÓS
NA AMAZÔNIA
ORIENTAL**

capítulo 7

ECOLOGIA E MANEJO DE CIPÓS NA AMAZÔNIA

Jeffrey J. Gerwing e Edson Vidal

ABUNDÂNCIA DE CIPÓS NAS FLORESTAS DA AMAZÔNIA

Os cipós são elementos notórios de muitas florestas da Amazônia. Eles representam em geral 5% ou menos da biomassa total acima do solo e aproximadamente 20% da área foliar total (Klinge e Rodrigues 1973, Hegarty e Caballé 1991). Entretanto, a abundância de cipós varia bastante nas florestas intactas por toda a bacia: da América Central, onde podem contribuir com uma porcentagem mínima de 1% para a biomassa total acima do solo (Laurance *et al.* 2001), a Amazônia Oriental, onde representam 14% dessa biomassa (Gerwing e Farias 2000). Embora ocorram em todos os tipos e fases sucessionais da floresta, os cipós usualmente atingem sua maior abundância nas áreas em regeneração após distúrbios no dossel (Hegarty e Caballé 1991). Zonas florestais com densidades especialmente altas de cipó na Floresta Amazônica, por exemplo, chamadas cipoais, são consideradas evidência de distúrbio severo no passado, provavelmente incêndios em grande escala (Pires e Prance 1985, Balée e Campbell 1990, Nelson 1994).

Nos tempos atuais, há fortes evidências de que os cipós estão se tornando mais abundantes tanto nas florestas intactas como nas florestas perturbadas ao longo de toda a Bacia Amazônica. Estudos desenvolvidos em florestas nativas demonstram que a densidade e a área basal de cipós grandes (diâmetro > 10 cm) cresceram durante as duas últimas décadas, atingindo uma taxa de 1,7% a 4,6% por ano (Phillips *et al.* 2002). Uma explicação para esse aumento notável nas taxas de crescimento dos cipós são os aumentos documentados na concentração de CO₂ na atmosfera. Os cipós, dos quais muitas espécies são colonizadoras de clareiras, poderiam também estar respondendo favoravelmente aos supostos aumentos nas taxas de regeneração de árvores (Phillips e Gentry 1994). Há também relatos de aumentos na abundância de cipós escandentes nas florestas fragmentadas da Amazônia Central. Aproximadamente vinte anos após a fragmentação florestal, numa largura de 100 m de borda da floresta, houve um aumento de 39% na densidade de indivíduos de cipós com diâmetro superior ou igual a 2 cm, bem como um aumento de 18% no número de árvores com diâmetro maior ou igual a 10 cm infestadas por cipós, comparado às parcelas no interior da floresta (Laurence *et al.* 2001). É provável que esses aumentos sejam resultado da alta abundância de clareiras resultantes da exploração

madeira e de árvores pequenas próximas das bordas da floresta, as quais proporcionam alta iluminação e bases de apoio para os cipós escandentes. Também há relatos de uma abundância particularmente alta de cipós nas florestas exploradas, onde foram encontradas altas densidades de indivíduos com diâmetro pequeno (< 5 cm) (Figura 1). Além disso, a porcentagem de todas as árvores com diâmetro igual ou superior a 10 cm que tinham dois terços de suas copas cobertas por cipós triplicou, de 10% na floresta intacta para 32% nas florestas exploradas (Gerwing 2002).

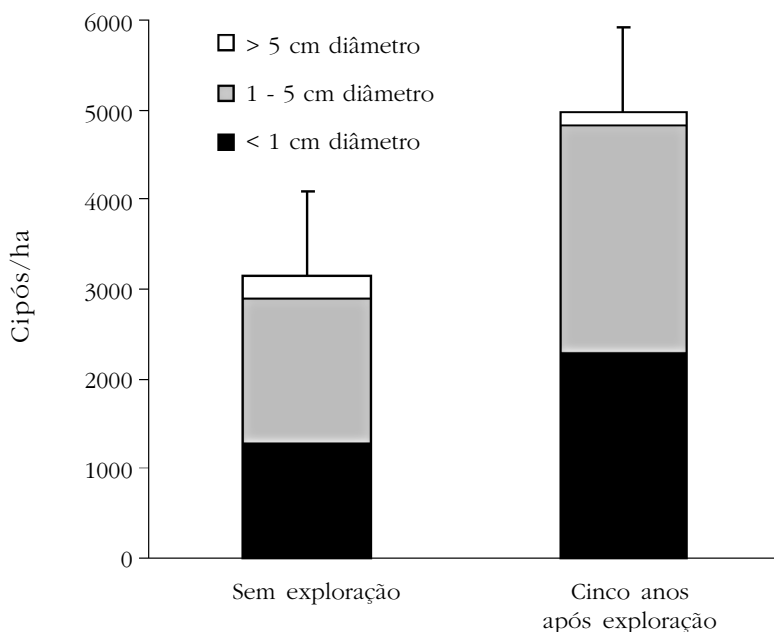


Figura 1. Cinco anos após a exploração seletiva de três povoamentos florestais na região de Paragominas houve um aumento de 60% na densidade de cipós escandentes comparado às florestas próximas nunca submetidas à exploração (Baseado em Gerwing 2002).

CORTE DE CIPÓS E MANEJO DA FLORESTA

Cipós abundantes têm sido considerados um impedimento ao manejo florestal. Numa floresta da Amazônia Oriental, por exemplo, os cipós conectavam a copa de uma árvore suficientemente grande para ser explorada às copas de três a nove outras árvores grandes (Vidal *et al.* 1997). Quando essas árvores foram derrubadas durante a exploração, as clareiras e a área lateral cheia de fragmentos caídos do dossel eram duas a três vezes maiores que as das árvores sem cipós. Além de aumentar os danos da exploração madeireira, a proliferação

de cipós nas clareiras formadas pela queda das árvores pode resultar numa proporção maior de clareiras dominadas por cipós (Gerwing e Uhl 2000). Cipós abundantes nas clareiras retardam o crescimento das árvores jovens (Putz 1984a) e, nas clareiras dominadas por cipós, paralisam sua sucessão na baixa estatura impedindo o estabelecimento de árvores que formariam o dossel alto (Schnitzer *et al.* 2000). Os cipós também podem diminuir o crescimento das árvores residuais nas florestas exploradas ao competir por luz, água e nutrientes no solo (Schnitzer e Bongers 2002).

Para diminuir os efeitos negativos dos cipós, alguns manejadores da floresta recomendam o seu corte antes da extração de madeira. Verificamos que o corte de todos os cipós antes da extração pode reduzir em 50% os danos causados pela queda de uma árvore às árvores residuais (Fox 1968, Appanah e Putz 1984), bem como o tamanho médio das clareiras resultantes da exploração madeireira (Vidal *et al.* 1997). Além desses benefícios, verificamos que o corte de cipós também reduz sua proliferação nas clareiras formadas pela exploração madeireira em consequência das reduções nos rebrotos dos cipós caídos e nas taxas de recrutamento a partir da semente (Gerwing e Uhl 2000). A redução na proliferação de cipós após a exploração de madeira significa um número menor de clareiras dominadas por cipós (Figura 2).

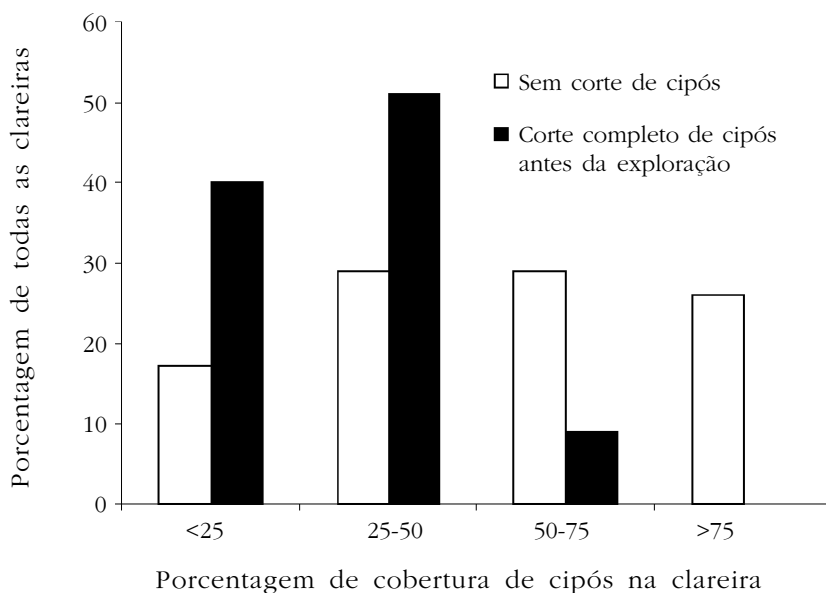


Figura 2. O corte de cipós antes da extração de madeira reduziu muito a porcentagem de clareiras formadas pela exploração madeireira dominadas por cipós seis anos após a exploração de madeira numa floresta próximo de Paragominas, Pará.

Muitos estudos demonstram a competição de cipós com as árvores no que se refere ao crescimento (Putz 1984, Barreto *et al.* 1993, Silva 1998, Vidal *et al.* 2002, Vidal 2004). Avaliando o crescimento das árvores sete anos após exploração madeireira, notamos que as árvores com muitos cipós nas copas cresciam 220% menos que as árvores sem cipós e 47% menos que as árvores com poucos cipós ($F = 249,60$; $P = 0,000$) (Figura 3).

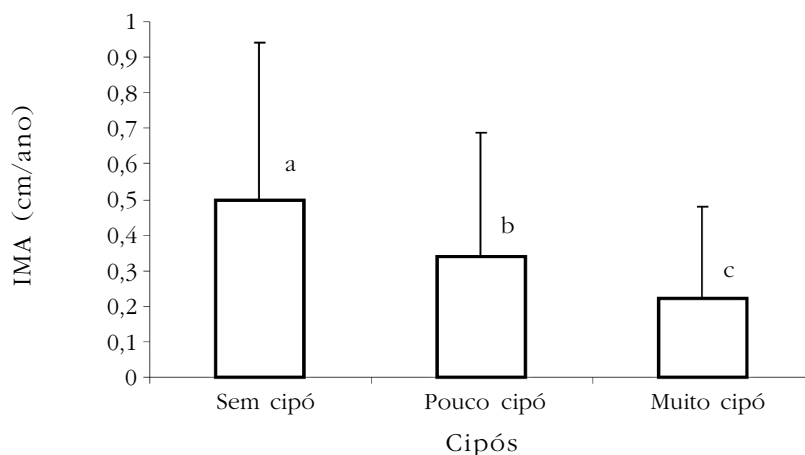


Figura 3. Crescimento (cm/ano) das árvores com e sem cipós nas copas sete anos após exploração madeireira numa floresta próximo de Paragominas, Pará (Vidal 2004). Médias que repartem letras iguais não diferem estatisticamente através do teste de Tukey a 5% de probabilidade. Números entre parênteses estão relacionados aos resultados da análise de variância.

O corte de cipós, além de ser usado antes da extração de madeira para reduzir os danos da exploração, tem sido testado nas florestas exploradas como tratamento silvicultural para aumentar o crescimento das árvores. Nos talhões de baixa estatura nas florestas exploradas, onde a densidade de cipós é alta, o crescimento médio das árvores pode ser bastante pequeno (1 mm/ano), e a ausência de incremento anual líquido da área basal sugere que a transição dessa floresta para a estatura alta está ocorrendo muito lentamente (se de fato estiver ocorrendo) (Gerwing, 2001). O corte completo de cipós pode reduzir significativamente a densidade de cipós escandentes nesses talhões (Pérez-Salicrup *et al.* 2001, Gerwing 2001), além de proporcionar um meio para recuperar sua capacidade de produção madeireira. Após o corte de cipós, verificamos que o crescimento médio das árvores quase triplicou (Gerwing 2001). Além disso, o aumento da disponibilidade de luz próximo do chão da floresta resulta no aumento do crescimento das plântulas e varetas de árvores (Gerwing, 2001). Antes de recomendar o corte completo de cipós para áreas com alta densidade de cipós, é necessário fazer análises de custo-benefício para determinar se os custos relativamente altos (estimados em US\$ 3,55/ha – US\$ 28/ha; Pérez-Salicrup *et al.* 2001, Boltz *et al.* 2001, Vidal *et al.* 1997) compensam.

POSSÍVEIS IMPACTOS DO CORTE DE CIPÓS SOBRE O ECOSSISTEMA FLORESTAL

Os benefícios do corte de cipós também importam em custos potenciais para o funcionamento do ecossistema e para a conservação da floresta. Uma preocupação em relação ao corte completo de cipós é a perda potencial da diversidade de espécies de plantas; os cipós geralmente representam 20% a 30% das espécies de plantas vasculares nas florestas da América tropical (Gentry 1991a). Todavia, dada a alta capacidade de rebrotação de muitas espécies de cipó, a extinção local de espécies pode ser pequena. Gerwing e Vidal (2002), por exemplo, encontraram 80 espécies de cipó numa parcela de 0,2 ha antes do corte completo de cipós e da exploração de madeira e 69 espécies oito anos após o corte; uma redução de 14% na diversidade de espécies. Entretanto, as curvas cumulativas de espécies de cipó *versus* área dos inventários pré e pós-corte de cipós indicaram que se uma parcela maior tivesse sido amostrada, a redução estimada na diversidade de espécies de cipó poderia ter sido menor que a da amostra de 0,2 ha deste estudo.

Sob a perspectiva da conservação, talvez mais importante que o efeito direto do corte de cipós na redução da riqueza de espécies de cipó são os efeitos indiretos potenciais da redução da abundância de cipós sobre o ecossistema. Por exemplo, dada sua extensa área foliar e capacidade de transportar água através do caule, os cipós podem desempenhar um papel mais importante no ciclo hídrico e no ciclo de nutrientes da floresta do que é deduzido por sua contribuição relativamente pequena para a área basal total da floresta (Ewers *et al.* 1991, Gartner 1991a, Restom e Nepstad 2001). Assim, o corte completo de cipós pode ter impactos negativos maiores sobre os ciclos hídricos da floresta do que se supõe. Além disso, dadas as taxas baixas de crescimento diamétrico típicas dos cipós, a recuperação da abundância de cipós após seu corte completo pode ser lenta. No estudo mencionado anteriormente sobre corte completo de cipós oito anos após o corte e seis anos após exploração de madeira, a biomassa de cipós acima do solo e a área foliar total haviam retornado para menos de 20% dos valores encontrados antes do corte (Gerwing e Vidal 2002).

Reduções pronunciadas e prolongadas na abundância de cipós após tratamentos silviculturais poderiam ter efeitos negativos sobre grupos diversos de espécies de animais e insetos. Por exemplo, 40% de aproximadamente 700 espécies de besouros fitófagos capturados numa floresta tropical seca no Panamá tinham exclusivamente associação com os cipós (Odegaard 2000). Além disso, as flores dos cipós são polinizadas por uma variedade de espécies de animais e insetos (Gentry 1991b) e as frutas de algumas espécies de cipó são componentes importantes na dieta de algumas espécies de primata (Peres 1993). Após o corte de cipós, essas fontes de flores e frutos foram todas eliminadas da floresta. A recuperação da abundância original pode ser lenta após esse corte. Por exemplo,

oito anos após o corte de cipós, somente os indivíduos dispersos da espécie *Memora schomburgkii* (DC.) Miers – o cipó mais comum no sítio – haviam começado a florescer (J. J. Gerwing observação pessoal).

APERFEIÇOANDO O CORTE DE CIPÓS PARA MAXIMIZAR OS BENEFÍCIOS E MINIMIZAR OS CUSTOS

Em resposta aos custos potencialmente altos do corte completo de cipós em termos econômicos e ecológicos, vários autores sugerem algumas formas de corte seletivo de cipós (Parren e Bongers 2001, Vidal *et al.* 1997). O corte seletivo compreende cortes em zonas com cipós, corte no local onde a árvore irá cair, ou corte apenas naquelas espécies que realmente são agressivas e irão causar danos.

Além da compreensão de onde o corte de cipós deveria ser implementado para ser mais eficiente, a determinação do melhor momento para implementá-lo no cronograma do manejo florestal também é assunto que permanece aberto para pesquisa. A recomendação atual é que os cipós sejam cortados pelo menos 18 meses antes da exploração (Amaral *et al.* 1998). O corte de cipós bem antes da extração de madeira permite que eles se decomponham parcialmente antes da exploração. Todavia, é necessário que se realizem pesquisas para determinar precisamente quanto tempo antes da extração de madeira deve-se realizar o corte de cipós. Um período exato garantiria que eles fossem enfraquecidos até o ponto de poderem ser quebrados sem danificarem os galhos de suas árvores hospedeiras.

MANEJO DE CIPÓS POR ESPÉCIE

Os cipós têm sido considerados uma praga silvicultural pelos manejadores da floresta. No entanto, muitas espécies de cipó têm usos etnobotânicos que podem lhes dar valor de mercado (Phillips 1991).

Pelo fato de os cipós serem geralmente considerados plantas adaptadas a áreas perturbadas, pode ser tentador concluir que a abundância de espécies potencialmente mais úteis tenderão a aumentar após a exploração de madeira se seus indivíduos não forem cortados. Entretanto, dado que os cipós empregam uma diversidade de estratégias de vida natural, não é adequado fazer generalizações amplas para todas as espécies. Por exemplo, algumas espécies de cipó completam todo o seu ciclo de evolução nos ambientes relativamente sombreados do sub-bosque sem nunca alcançarem o dossel da floresta (Putz 1984a). É possível que essas espécies possam ser negativamente impactadas pela exploração de madeira. No outro extremo do espectro estão as espécies

que regeneram quase exclusivamente via plântulas estabelecidas nas clareiras grandes no dossel da floresta (Gerwing 2004). Além disso, algumas espécies de cipó são classificadas como de sucessão avançada pelo fato de serem geralmente encontradas como indivíduos maduros em talhões de dossel alto de floresta madura, enquanto outras são classificadas como de sucessão inicial por serem raras em talhões de floresta madura e comuns como indivíduos grandes em talhões de baixa estatura de floresta em sucessão inicial (Gerwing 2004). Como a exploração aumenta a área de clareiras e de floresta em sucessão inicial, é provável que o segundo grupo de cipós seja favorecido nas florestas exploradas.

Se o corte de cipós for empregado como parte do manejo florestal, a abundância relativa de espécies de cipó pode ser alterada por causa das diferenças na capacidade de regeneração entre as espécies (Vidal *et al.* 1997). Além disso, as espécies relativamente raras de cipó podem ficar sob risco de extinção local (Gerwing e Vidal 2002). É necessário realizar mais pesquisas para compreender a ecologia dos cipós por espécie e como cada espécie, especialmente aquelas com potencial valor econômico, pode reagir a tratamentos silviculturais e à exploração de madeira.

O estudo sobre ecologia de espécies de cipó seria complicado pelas dificuldades em identificar muitos cipós até esse nível. Porém, Ribeiro *et al.* (1999) recentemente publicaram um Guia para a Flora da Reserva Ducke (próximo de Manaus) que inclui algumas espécies de cipó. Esse livro representa um auxílio importante para as pessoas que tentam identificar cipós até a espécie no campo; entretanto, ainda há muito trabalho a ser realizado nessa área e mais guias de campo para a identificação de espécies com base nas características vegetativas seriam especialmente úteis.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a todas as pessoas que contribuíram para a realização dos estudos contidos neste livro: Damião Farias, Miguel Lopes, Agripino e Manuel Farias pela assistência no campo; Pércio e Thales Lima por terem cedido a área para os estudos; Nelson de Araújo Rosa pela identificação botânica das espécies; Flávio Figueiredo pela confecção das figuras; P. Barreto, P. Scheffler, C. Uhl, J. Putz, R. Koide, E. Main, M. Schulze, J. Lockman, D. Laughlin, P. Amaral e A. Veríssimo pelos comentários bastante úteis aos trabalhos; estudantes da equipe de Christopher Uhl do curso de Ecologia da Universidade da Pensilvânia e anônimos pelas revisões do texto.

Os estudos apresentados neste livro tiveram o apoio do Fundo Mundial para a Natureza (WWF), da Agência Norte-Americana para o Desenvolvimento Internacional (Usaid) e do PPG7 – Programa de Pesquisa Dirigida (MCT/Finep). Esta publicação recebeu apoio do Projeto de Apoio ao Manejo Florestal na Amazônia (ProManejo) do Ibama. Finalmente, agradecemos à administração do Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon) pelo apoio logístico.

REFERÊNCIAS

- Allen, B. P.; Pauley, E. F. & Sharitz, R. R. 1997. Hurricane impacts on liana populations in an old-growth southeastern bottomland forest. *Journal of the Torrey Botanical Society* 124: 34-42.
- Amaral, P.; Veríssimo, A.; Vidal, E. & Barreto, P. 1998. *Floresta para Sempre: Um manual para a produção de madeira na Amazônia*. Belém, Imazon. 155 p.
- Appanah, S. & Putz, F. E. 1984. Climber abundance in virgin dipterocarp forest and the effect of pre-felling climber cutting on logging damage. *Malaysian Forester* 47: 335-42.
- Baars, R. & Kelly, D. 1996. Survival and growth responses of native and introduced vines in New Zealand to light availability. *New Zealand Journal of Botany* 34: 389-400.
- Babweteera, F.; Plumptre, A. & Obua, J. 2000. Effect of gap size and age on climber abundance and diversity in Budongo Forest Reserve, Uganda. *African Journal of Ecology* 38: 230-237.
- Balée, W. & Campbell, D. G. 1990. Evidence for the successional status of liana forest (Xingu River Basin, Amazônia Brazil). *Biotropica* 22(1): 36-47.
- Barreto, P.; Amaral, P.; Vidal, E. & Uhl, C. 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazônia. *Forest Ecology and Management* 108: 9-26.
- Barreto, P. & Yared, J. 1994. Avaliação do potencial para manejo florestal em Paragominas, considerando fatores ecológicos e econômicos. In: ANAIS DO VII CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO E I CONGRESSO FLORESTAL PANAMERICANO, SBS-SBEF. Ser. 1993, pp. 387-392.
- Beard, J. S. 1954. The progress of plant succession on the Soufriere of Saint-Vincent. *Journal of Ecology* 33: 1-9.
- Beard, J. S. 1976. The monsoon forests of the Admiralty Gulf, Western Australia. *Vegetatio* 31: 177-192.
- Beard, J. S.; Claton-Greene, K. A. & Kenneally, K. F. 1984. Notes on the vegetation of the Bougainville Peninsula, Osborn and Institute Islands, North Kimberley District, Western Australia. *Vegetatio* 57: 3-13.
- Beekman, F. 1981. *Structural and Dynamic Aspects of the Occurrence and Development of Lianas in the Tropical Rain Forest*. Dept. of Forestry, Agricultural University, Wageningen.
- Bigelow, S. W. 1993. Leaf nutrients in relation to stature and life form in tropical rain forest. *Journal of Vegetation Science* 4: 401-408.
- Bobadilla, U. L. & Ferrari, S. F. 2000. Habitat use by *Chiropotes satanas utahicki* and *Syntopic Platyrrhines* in eastern Amazônia. *American Journal of Primatology* 50: 215-224.
- Boltz, F.; Carter, D. R.; Holmes, T. P. & Pereira Jr., R. 2001. Financial returns under uncertainty for conventional and reduced-impact logging in permanent production forests of the Brazilian Amazon. *Ecological Economics* 39: 387-398.
- Bongers, F. E.; Engelen, D. & Klinge, H. 1985. Phytomass structure of natural plant communities on spodosols in southern Venezuela: the Bana Woodland. *Vegetatio* 63: 13-34.
- Brown, S. & Lugo, A. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. *Interciência* 17: 8-18.

- Bullock, S. H. 1990. Abundance and allometrics of vines and self-supporting plants in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 22: 106-109.
- Buschbacher, R. J. 1990. Natural forest management in the humid tropics: ecological, social, and economic considerations. *Ambio* 19: 253-258.
- Caballé, G. 1977. Multiplication végétative en forêt dense du Gabon de la liane *Entada scelerata* (Mimosoideae). *Adansonia* 17: 215-220.
- Caballé, G. 1980(a). Caractéristiques de et multiplication végétative en forêt du nord-est du Gabon de la «liane a eau» *Tetracera alnifolia* Willd (Dilleniaceae). *Adansonia* 19: 3-35.
- Caballé, G. 1980(b). Caractères de croissance et déterminisme chronologique de la liane *Entada gigas* (L.) Fawcett and Randle (Leguminosae-Mimosoideae) en forêt dense du Gabon. *Adansonia* 20: 309-320.
- Caballé, G. 1998. Le port autoportant des lianes tropicales: une synthèse des stratégies de croissance. *Canadian Journal of Botany* 76: 1703-1716.
- Carlquist, S. 1991. Anatomy of vine and liana stems: a review and synthesis. In: F. E. Putz & H. A. Mooney (eds.). *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 53-72.
- Chaplin, G. E. 1985. An integrated silvicultural solution to weedy climber problems in the Solomon Islands. *Commonwealth Forestry Review* 64: 133-139.
- Chapman, C. A.; Chapman, L. J.; Kaufman, L. & Zane, A. E. 1999. Potential causes of arrested succession in Kibale National Park, Uganda: Growth and mortality of seedlings. *African Journal of Ecology* 37: 81-92.
- Chazdon, R. L. 1986. Light variation and carbon gains in rain forest understory palms. *Journal of Ecology* 74: 995-1012.
- Chazdon, R. L. 1998. Tropical forests - log 'em or leave 'em. *Science* 281: 1295-6.
- Clark, D. A. & Clark, D. B. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. *Ecological Monographs* 62: 315-344.
- Clark, D. B. & Clark, D. A. 1990. Distribution and effects on tree growth of lianas and woody hemiepiphytes in a Costa Rican tropical wet forest. *Journal of Tropical Ecology* 6: 321-331.
- Clark, D. B. & Clark, D. A. 1991. The impact of physical damage on canopy tree regeneration in a tropical rain forest. *Journal of Ecology* 79: 447-457.
- 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.
- Collins, B. S. & Wein, G. R. 1993. Understory vines: distribution and relation to environment on a southern mixed hardwood site. *Bulletin of the Torrey Botanical Society* 120: 38-44.
- Dalling, J. W. & Denslow, J. S. 1998. Soil seed bank composition along a forest chronosequence in seasonally moist tropical forest, Panama. *Journal of Vegetation Science* 9: 669-678.
- Darwin, C. 1867. On the movements and habits of climbing plants. *Journal of the Linnean Society (Botany)* 9: 1-118.
- Dawkins, H. C. 1961. New methods of improving stand composition of tropical forests. *Caribbean Forester*, Jan.-Jun., pp. 12-20.

- Dawkins, H. C. & Field, D. R. B. 1978. *A Long-Term Surveillance System for British Woodland Vegetation*. Department of Forestry, Oxford University, Oxford, United Kingdom.
- Denslow, J. S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica* 12 (Suppl.): 47-55.
- Dewalt, S. J.; Schnitzer, S. A. & Denslow, J. S. 2000. Density and diversity of lianas along a chronosequence in a central Panamanian lowland forest. *Journal of Tropical Ecology* 16: 1-9.
- Dillenburg, L. R.; Whigham, D. F.; Teramura, A. H. & Forseth, I. N. 1993. Effects of below and aboveground competition from the vines *Lonicera japonica* and *Parthenocissus quinquefolia* on the growth of the tree host *Liquidambar styraciflua*. *Oecologia* 93: 48-54.
- Ende, C. N. V. 1993. Repeated-measures Analysis: Growth and other time-dependent measures. In: S.M. Scheiner & J. Gurevitch (eds.). *Design and Analysis of Ecological Experiments*. Chapman & Hall, New York, NY, pp. 113-137.
- Ewers, F. W.; Fisher, J. B. & Fichtner, K. 1991. Water flux and xylem structure in vines. In: F. E. Putz & H. A. Mooney (eds.). *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 127-160.
- Fearnside, P. M. 1992. Forest biomass in Brazilian Amazônia: Comments on the estimate by Brown and Lugo. *Interciência* 17: 19-27.
- Fisher, J. B. & Ewers, F. W. 1989. Wound healing in stems of lianas after twisting and girdling injuries. *Botanical Gazette* 150: 251-265.
- Fisher, J. B. & Ewers, F. W. 1991. Structural responses to stem injury in vines. In: F. E. Putz & H. A. Mooney (eds.). *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 99-124.
- Foster, P. F. & Sork, V. L. 1997. Population and genetic structure of the west African rain forest liana *Ancistrocladus korupensis* (Ancistrocladaceae). *American Journal of Botany* 84: 1078-1091.
- Fox, J. E. D. 1968. Logging damage and the influence of climber cutting prior to logging in the lowland dipterocarp forest of Sabah. *Malaysian Forester* 31: 326-47.
- Fox, J. E. D. 1976. Constraints on the natural regeneration of tropical moist forest. *Forest Ecology and Management* 1: 37-65.
- Frazer, G. W.; Canham, C. D. & Lertzman, K. P. 1999. *Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-color fisheye photographs, users manual and program documentation*. Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Fredericksen, T. S. 2000. Selective herbicide applications for control of lianas in tropical forests. *Journal of Tropical Forest Science* 12: 561-570.
- Fredericksen, T. S. & Mostacedo, B. 2000. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 131: 47-55.
- Gardette, E. 1996. The effect of selective timber logging on the diversity of woody climbers at Pasoh. *Conservation, Management, and Development of Forest Resources* 115-126.
- Gartner, B. L.; Bullock, S. H.; Mooney, H. A.; Brown, V. B. & Whitebeck, J. L. 1990. Water transport properties of vine and tree stems in a tropical deciduous forest. *American Journal of Botany* 77: 742-749.

- Gartner, B. L. 1991(a). Stem hydraulic properties of vines vs. shrubs of western poison oak, *Toxicodendron diversilobum*. *Oecologia* 87: 180-189.
- Gartner, B. L. 1991(b). Is the climbing habit of poison oak ecotypic? *Functional Ecology* 5: 696-704.
- Gentry, A. H. 1991(a). The distribution and evolution of climbing plants. In: F.E. Putz & H.A. Mooney (eds.). *The Biology of Vines*. Cambridge, United Kingdom, Cambridge University Press, pp. 3-50.
- Gentry, A. H. 1991(b). Breeding and dispersal systems of lianas. In: F.E. Putz & H.A. Mooney (eds.). *The Biology of Vines*. Cambridge, Cambridge University Press, pp. 393-423.
- Gentry, A. H. & Dodson, C. 1987. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica* 19: 149-155.
- Gerwing, J. & Uhl, C. 2002. Pre-logging liana cutting reduces liana regeneration in logging gaps in the eastern Brazilian Amazon. *Ecological Applications* 12(6): 1642-1651.
- Gerwing, J. J. 2001. Testing liana cutting and controlled burning as silvicultural treatments for a logged forest in the eastern Amazon. *Journal of Applied Ecology* 38: 1264-1278.
- Gerwing, J. J. 2002. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 157: 131-141.
- Gerwing, J. J. 2004. Life history diversity among six species of canopy lianas in an old-growth forest of the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 190: 57-72.
- Gerwing, J. J. & Farias, D. L. 2000. Integrating liana abundance and forest stature into an estimate of aboveground biomass for an eastern Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 16 (3): 327-336.
- Gerwing, J. J. & Vidal, E. 2002. Changes in liana abundance and species diversity eight years after liana cutting and logging in an eastern Amazonian forest. *Conservation Biology* 16 (2): 544-548.
- Gough, L. & Grace, J. B. 1997. The influence of vines on an oligohaline marsh community: results of a removal and fertilization study. *Oecologia* 112: 403-411.
- Grubb, P. J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: The importance of the regeneration niche. *Biological Review* (Cambridge Philosophical Society) 52: 107-145.
- Hegarty, E. E. 1989. The climbers, lianes and vines. In: H. Lieth & M.J.A. Werger (eds.). *Tropical Rain Forest Ecosystems*. Elsevier, New York, pp. 339-353.
- Hegarty, E. E. 1990. Leaf life-span and leafing phenology of lianes and associated trees during a rainforest succession. *Journal of Ecology* 78: 300-312.
- Hegarty, E. E. 1991. Vine-host interactions. In: F.E. Putz & H.A. Mooney (eds.). *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 357-376.
- Hegarty, E. E. & Caballé, G. 1991. Distribution and abundance of vines in forest communities. In: F.E. Putz & H.A. Mooney (eds.). *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 313-335.
- Higuchi, N.; Santos, J. D.; Ribeiro, R. J.; Minette, L. & Biot, Y. 1997. Biomassa da parte aérea de vegetação da floresta tropical úmida de terra firme da Amazônia brasileira. Biomassa e Nutrientes Florestais, Projeto Bionte – Inpa, Manaus, pp. 47-64.

- Holdsworth, A. R. & Uhl, C. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecological Applications* 7: 713-725.
- Holm, S. 1979. A simple sequentially rejective multiple test procedure. *Scandinavian Journal of Statistics* 6: 65-70.
- IBGE. 1997. *Diagnóstico Ambiental da Amazônia Legal*. (CD-ROM using Vista-Map GIS, produced by IBGE/DGC/Derna-Degeo-Decar).
- Johns, J. S.; Barreto, P. & Uhl, C. 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89: 59-77.
- Kelley, D. L. 1985. Epiphytes and climbers of a Jamaican rain forest: vertical distribution, life forms and life histories. *Journal of Biogeography* 12: 223-241.
- Kennedy, D. N. & Swaine, M. D. 1992. Germination and growth of colonizing species in artificial gaps of different sizes in Dipterocarp rain forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London series B – Biological Sciences* 335: 357-366.
- King, D. A. 1991. Correlations between biomass allocation, relative growth rate, and light environment in tropical forest saplings. *Functional Ecology* 5: 485-492.
- Klinge, H. & Herrera, R. 1983. Phytomass structure of natural plant communities on spodosols in southern Venezuela: the tall Amazon Caatinga forest. *Vegetatio* 53: 65-84.
- Klinge, H. & Rodrigues, W. A. 1973. Biomass estimation in a central Amazonian rain forest. *Acta Científica Venezolana* 24: 225-237.
- Korning, J. & Balslev, H. 1994. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. *Journal of Tropical Ecology* 10: 151-166.
- Laurance, W. F. 1998. A crisis in the making: responses of Amazonian forest to land use and climate change. *Trends in Evolution and Ecology* 13: 411-415.
- Laurance, W. F.; Laurance, S. G.; Ferreira, L. V.; Merona, J. M. R. D.; Gascon, C. & Lovejoy, T. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278: 1117-1118.
- Laurence, W. F.; Pérez-Salicrup, D.; Delamônica, P.; Fearnside, P.; D'angelo, S.; Jerozolinski, A.; Pohl, L. & Lovejoy, T. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* 82: 105-116.
- Lentini, M.; Veríssimo, A. & Sobral, L. 2003. *Fatos Florestais da Amazônia 2003*. Imazon. Belém. 110 p.
- Liew, T. C. 1973. The practicability of climber cutting and tree marking prior to logging as a silvicultural tool in the management of dipterocarp forests in Sabah. *The Malaysian Forester* 36: 80-112.
- Lorimer, C. 1985. Methodological considerations in the analysis of forest disturbance history. *Canadian Journal of Forest Resources* 15: 200-213.
- Lowe, R. G. & Walker, P. 1977. Classification of canopy, stem, crown status, and climber infestation in natural tropical forest in Nigeria. *Journal of Applied Ecology* 14: 897-903.
- Lutz, H. J. 1943. Injuries to trees caused by *Celastrus* and *Vitis*. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 70: 436-439.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.

- McPhaden, M. J. 1999. The child prodigy of 1997-98. *Nature* 398: 559-562.
- MINITAB. 1996. *Minitab Release 11.21*. Minitab, Inc., State College, PA, USA.
- Negreros-Castillo, P. & Hall, R. B. 2000. Sprouting capability of 17 tropical tree species after overstory removal in Quintana Roo, Mexico. *Forest Ecology and Management* 126: 399-403.
- Neil, P. E. 1984. Climber problem in Solomon Islands forestry. *Commonwealth Forestry Review* 63: 27-34.
- Nelson, B. W. 1994. Natural forest disturbance and change in the Brazilian Amazon. *Remote Sensing Reviews* 10: 105-125.
- Nepstad, D. C.; Verissimo, A.; Alencar, A.; Nobre, C.; Lima, E.; Lefebvre, P.; Schlesinger, P.; Potter, C.; Moutinho, P.; Mendonza, E.; Cochrane, M. & Brooks, V. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398: 505-508.
- Newman, J. A.; Bergelson, J. & Grafen, A. 1997. Blocking factors and hypothesis tests in ecology: Is your statistics test wrong? *Ecology* 78: 1312-1320.
- Odegaard, F. 2000. The relative importance of trees versus lianas as hosts for phytopagous beetles (Coleoptera) in tropical forests. *Journal of Biogeography* 27: 283-296.
- Paradella, W. R.; Silva, M. F. F. D.; Rosa, N. D. A. & Kushigbor, C. A. 1994. A geobotanical approach to the tropical rain forest environment of the Carajás Mineral Province (Amazon Region, Brazil), based on digital TM-Landsat and DEM data. *International Journal of Remote Sensing* 15: 1633-1648.
- Parren, M. & Bongers, F. 2001. Does climber cutting reduce felling damage in southern Cameroon? *Forest Ecology and Management* 141: 175-188.
- Paz Y Mino, C.G.; Balalev, H. & Valencia, R. Useful lianas of the Siona-Secoya Indians from Amazonian Ecuador. *Economic Botany* 49: 269-275.
- Peñalosa, J. 1984. Basal branching and vegetative spread in two tropical rain forest lianas. *Biotropica* 16: 1-9.
- Peres, C. A. 1993. Diet and feeding ecology of saddle-back (*Saguinus fuscicollis*) and moustached (*S. mystax*) tamarins in an Amazonian *terra firme* forest. *Journal of Zoology* 230: 567-592.
- Perez-Salicrup, D. 2001. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. *Ecology* 82: 389-396.
- Pérez-Salicrup, D. R.; Claros, A.; Guzmán, R.; Licona, J. C.; Ledezma, F.; Pinard, M. A. & Putz, F. E. 2001. Cost and efficiency of cutting lianas in a lowland liana forest of Bolivia. *Biotropica* 33: 324-329.
- Perez-Salicrup, D. R. & Barker, M. G. 2000. Effect of liana cutting on water potential and growth of adult *Senna multijuga* (Caesalpinoideae) tree in a Bolivian tropical forest. *Oecologia* 124: 469-475.
- Phillips, O. 1991. The ethnobotany and economic botany of tropical vines. In: F.E. Putz & H.A. Mooney (eds.). *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 427-475.
- Phillips, O. L. & Gentry, A. H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263: 954-958.
- Phillips, O. L.; Malhi, Y.; Higuchi, N.; Laurance, W. F.; Nunez, P. V.; Vasquez, R. M.; Laurance, S. G.; Ferreira, L. V.; Stern, M.; Brown, S. & Grace, J. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: Evidence from long-term plots. *Science* 282: 439-442.

- Phillips, O. L.; Martinez, R. V.; Arroyo, L.; Baker, T. R.; Killeen, T.; Lewis, S. L.; Malhi, Y.; Mendonza, A. M.; Neill, D.; Vargas, P. N.; Alexiades, M.; Ceron, C.; Fiore, A. D.; Erwin, T.; Jardim, A.; Palacios, W.; Saldias, M. & Vincenti, B. 2002. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. *Nature* 418: 770-774.
- Pinard, M. A. & Putz, F. E. 1994. Vine infestation of large remnant trees in logged forests in Sabah, Malaysia: Biomechanical facilitation in vine succession. *Journal of Tropical Forest Science* 6: 302-309.
- 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. *Forest Ecology and Management* 116: 247-252.
- Pires, J. M. & Prance, G. T. 1985. The vegetation types of the Brazilian Amazon. In: G. T. Prance & T.E. Lovejoy (eds.). *Key Environments Amazônia*. Pergamon Press, Oxford, pp. 109-146.
- Poels, R. H. L.; De Graaf, N. R. & Wirjosentono, J. 1998. *Growth and Mortality of Trees After Various Experimental Silvicultural Treatments for Natural Regeneration in Suriname*. Sub-department of Forestry, Agricultural University Wageningen, Wageningen, The Netherlands.
- Putz, F. E. 1983. Liana biomass and leaf area of a "Tierra Firme" forest in the Rio Negro basin, Venezuela. *Biotropica* 15: 185-189.
- Putz, F. E. 1984(a). The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 65: 1713-1724.
- Putz, F. E. 1984(b). How trees avoid and shed lianas. *Biotropica* 16: 19-23.
- Putz, F. E. 1985. Woody vines and forest management in Malaysia. *Commonwealth Forestry Review* 64: 359-365.
- Putz, F. E. 1990. Liana stem diameter growth and mortality rates on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica* 22: 103-105.
- Putz, F. E. 1991. Silvicultural effects of lianas. In: F.E. Putz & H.A. Mooney (eds.). *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 493-501.
- Putz, F. E. 1995. Vines in treetops: consequences of mechanical dependence. In: M.D. Lowman & N.M. Nadkarni (eds.). *Forest Canopies*. Academic Press, San Diego, pp. 311-323.
- Putz, F. E. & Chai, P. 1987. Ecological studies of lianas in Lambir National Park, Sarawak, Malaysia. *Journal of Ecology* 75: 523-531.
- Putz, F. E. & Holbrook, N. M. 1991. Biomechanical studies of vines. In: F.E. Putz & H.A. Mooney (eds.). *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 73-98.
- Putz, F. E.; Lee, H. S. & Goh, R. 1984. Effects of post-felling silvicultural treatments on woody vines in Sarawak. *The Malaysian Forester* 47: 214-226.
- Restom, T. G. & Nepstad, D. C. 2001. Contribution of vines to the evapotranspiration of a secondary forest in eastern Amazonia. *Plant and Soil* 236: 155-163.
- Ribeiro, J.E.L.S.; Hopkins, J.G.; Vicentini, A.; Sothers, C.A.; Costa, M.A.S.; Brito, J.M.; Souza, M.A.D.; Martins, L.H.P.; Lohmann, L.G. & Assunção, P.A.C.L. 1999. *Flora da Reserva Ducke. Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central*. Inpa, Manaus. 816 p.

- Rice, W. R. 1989. Analyzing tables of statistical tests. *Evolution* 43: 223-225.
- Rollet, B. 1969. Le régénération naturelle en forêt dense humide sempervirente de plaine de la Guyane Vénézuélienne. *Bois et Forêts des Tropiques* 14: 19-38.
- Rollet, B. 1971. La regeneración natural en bosque denso siempreverde de llanura de la Guayana Venezolana. Instituto Florestal Latino-Americano de Investigación y Capacitación, *Merida Venez* 35: 39-73.
- Schnitzer, S. A. & Carson, W. P. 2001. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. *Ecology* 82: 913-919.
- Schnitzer, S. A.; Dalling, J. W. & Carson, W. P. 2000. The impacts of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology* 88: 655-666.
- Schnitzer, S. & Bongers, F. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 223-230.
- Secco, R. D. S. & Rosa, N. 1992. *Croton ascendens* (Euphorbiaceae), a new liana from eastern Amazônia. *Novon* 2: 252-254.
- Sheil, D. & May, R. M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology* 84: 91-100.
- Silva, E. J. V. 1998. *Impactos da Exploração Madeireira Predatória e com Manejo Florestal sobre o Crescimento e Diversidade de Espécies Arbóreas na Amazônia Oriental*. Dissertação de Mestrado – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba. 83 p.
- Silva, J. N. M.; de Carvalho, J. O. P.; Lopes, J. C. A.; de Almeida, B. F.; Costa, D. H. M.; de Oliveira, L. C.; Vanclay, J. K. & Skovsgaard, J. P. 1995. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management* 71: 267-274.
- Silva, J. N. M.; de Carvalho, J. O. P.; Lopes, J. C. A.; de Oliveira, R. P. & de Oliveira, L. C. 1996. Growth and yield studies in the Tapajos region, central Brazilian Amazon. *Commonwealth Forestry Review* 75: 325-329.
- Steel, R. G. D. & Torrie, J. H. 1980. *Principles and Procedures of Statistics*. McGraw-Hill Book Co., NY, New York.
- Steven, D. 1989. Genet and ramet demography of *Oneocarpus mapora* ssp. *mapora*, a clonal palm of Panamanian tropical moist forest. *Journal of Ecology* 77: 579-596.
- Stevens, G. C. 1987. Lianas as structural parasites: The *Bursera simaruba* example. *Ecology* 68: 77-81.
- Swaine, M. D. & Lieberman, D. 1987. Note on the calculation of mortality rates. *Journal of Tropical Ecology* 3: ii-iii.
- Swaine, M. D. & Whitmore, T. C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75: 81-86.
- 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. & Nepstad, D. 2000. Amazônia at the Millennium. *Interciência* 25: 159-164.
- Uhl, C. & Vieira, I. C. G. 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: A case study from the Paragominas region of the state of Pará. *Biotropica* 21: 98-106.

- Uhl, C.; Buschbacher, R. & Serrão, E. A. S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazônia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76: 663-681.
- Uhl, C.; Veríssimo, A.; Mattos, M.; Brandino, Z. & Vieira, I. C. G. 1991. Social, economic and ecological consequences of logging in an Amazon frontier: the case of Tailândia. *Forest Ecology and Management* 46: 243-273.
- UNESCO. 1978. *Tropical Forest Ecosystems*. United Nations, Paris, France.
- 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.
- Vidal, E. 2004. *Dinâmica de Florestas Manejadas e sob Exploração Convencional na Amazônia Oriental*. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos. 152 p.
- Vidal, E.; Barreto, P.; Amaral, P. & Viana, V. 1998. As vantagens da colheita planejada de madeira na Amazônia. *Silvicultura* 76: 34-36.
- Vidal, E.; Johns, J.; Gerwing, J. J.; Barreto, P. & Uhl, C. 1997. Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazônia. *Forest Ecology and Management* 98: 105-114.
- Vidal, E.; Viana, V. & Batista, J. F. L. 2002. Crescimento de floresta tropical três anos após colheita com e sem manejo florestal na Amazônia Oriental. *Scientia Forestales* 6: 133-143.
- Vitousek, P. M. & Sanford, R. L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 17: 137-167.
- Webb, L. J. 1968. Environmental relationships of the structural types of Australian rain forest vegetation. *Ecology* 49: 296-311.
- Whigham, D. 1984. The influence of vines on the growth of *Liquidambar straciflua* L. (sweetgum). *Canadian Journal of Forest Research* 14: 37-39.
- Woods, P. 1989. Effects of logging, drought, and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica* 21: 290-298.
- Wyatt-Smith, J. 1954. Storm forest in Kelantan. *The Malayan Forester* 17: 5-11.
- Zar, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis*. Second Edition. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.