

Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil)

ANTÔNIO CARLOS GALVÃO DE MELO^{1,2} e GISELDA DURIGAN¹

(recebido: 17 de julho de 2008; aceito: 11 de novembro de 2009)

ABSTRACT – (Fire impact and dynamics of plant community regeneration at the seasonal semideciduous forest edge (Gália, SP, Brazil)). Forest edges are permanently under pressure by natural factors and disturbances, such as fire, which can cause changes in plant communities. We studied nature and extension of damages and also the resilience of the plant community after fire in the seasonal semideciduous forest, at Estação Ecológica de Caetetus, Gália municipality, São Paulo State, Brazil. Vegetation survey comprised five transects 50 m long (10 m wide) from the edge to the forest interior in the burnt forest, and the same area in the unburnt continuous forest, used for comparisons. Every transect was divided in five 10 × 10 m plots. Tree species were identified and measured from a minimum height of 1.7 meter. Vegetation cover of every life form was assessed by line interception method in every plot. Data were collected at six, 15 and 24 months after fire and separately analysed for the external strip (0-20 m from the edge) and internal strip (20-50 m). Structural changes were larger at the external strip, where arboreal biomass was totally lost, while 11% remained in the internal strip. The difference in species number was high in the first evaluation after fire – 43 species less in the burnt forest, but decreased to only 14 species after 24 months, a demonstration of high resilience in terms of arboreal species richness. Biomass recovery take longer at the external strip (11 years estimated) compared to the internal strip (five years).

Keywords - Atlantic Forest, edge effects, fire, resilience, secondary succession

RESUMO – (Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil)). Bordas de fragmentos florestais são áreas sujeitas a uma série de fatores naturais e distúrbios, entre os quais o fogo, que acarretam modificações na comunidade vegetal. Estudou-se a natureza e dimensão dos danos causados pelo fogo e resiliência da comunidade vegetal após incêndio em borda de Floresta Estacional Semidecidual, na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. Efetuou-se a amostragem da vegetação em duas áreas contíguas (queimada e não queimada), em cinco transectos, cada um formado por cinco parcelas de 10 × 10 m. Foram identificados e medidos todos os indivíduos do estrato arbóreo (altura ≥ 1,7 m) e quantificou-se a cobertura de árvores, lianas e gramíneas invasoras. Foram realizadas medições aos seis, 15 e 24 meses após o incêndio e os dados obtidos foram agrupados em duas faixas de distância da borda: 0-20 m e 20-50 m. Alterações estruturais foram maiores na faixa mais externa, com perda total da biomassa e proliferação de lianas e gramíneas, enquanto na faixa mais interna houve perda de 89% da área basal arbórea. A área atingida pelo fogo apresentou 43 espécies a menos que a floresta não queimada na primeira avaliação após o fogo. Após 24 meses, esta diferença reduziu-se a 14 espécies, demonstrando alta resiliência, em termos de riqueza florística. A recuperação prevista da biomassa arbórea é mais lenta na faixa mais externa (11 anos) em comparação com a faixa mais interna (5 anos).

Palavras-chave - efeitos de borda, Mata Atlântica, resiliência, sucessão secundária

Introdução

Esforços para conhecer e compreender os efeitos do fogo sobre as florestas tropicais no Brasil são relativamente recentes. Em grande parte, os estudos sobre o assunto foram realizados a partir da década de 1980, induzidos pelas alarmantes notícias acerca da destruição da Floresta Amazônica por incêndios com proporções cada vez maiores. Estudos recentes sobre o fogo em florestas tropicais têm sido motivados por sua importância na emissão de gases do efeito estufa, potencializando os danos causados pelo aquecimento

global (Fearnside 1990) e pelos impactos ecológicos dos incêndios (Cochrane 2003, Edwards & Krockenberger 2006). Entretanto, a maior ameaça representada pelo fogo nas florestas tropicais diz respeito a seus impactos ecológicos. Os principais efeitos do fogo nos processos ecológicos de florestas tropicais são perdas nos estoques de biomassa, alterações no ciclo hidrológico e de nutrientes (Salati & Vosep 1984) e o empobrecimento das comunidades animais e vegetais nativas (Pinnard *et al.* 1999), que pode estar associado a invasões biológicas (Mueller-Dombois 2001).

Aparentemente, a frequência de incêndios está relacionada às alterações estruturais a que estão sujeitos os fragmentos florestais: áreas degradadas sujeitas a mudanças microclimáticas tornam-se mais secas e, portanto, mais sujeitas a incêndios (Cochrane 2003, Uhl

1. Instituto Florestal do Estado de São Paulo, Floresta Estadual de Assis, Caixa Postal 104, 19802-970 Assis, SP, Brasil.
2. Autor para correspondência: acgmelo@gmail.com

& Kauffman 1990). Nas bordas observa-se o aumento da luminosidade, diminuição da umidade e maior número de árvores mortas, em relação ao interior da floresta (Laurance *et al.* 2001); é comum, ainda, a alta densidade de cipós e de gramíneas exóticas oriundas das pastagens vizinhas. A umidade mais baixa e a maior disponibilidade de material inflamável tornam os fragmentos mais propensos a incêndios frequentes (Cochrane 2003).

No Brasil, além das perdas decorrentes do fogo, pouco se estudou acerca da resposta das comunidades florestais a este agente de impacto. Para a floresta Amazônica podem ser citados Uhl *et al.* (1981), Uhl *et al.* (1982), Uhl & Buschbacher (1985), Fearnside (1990), Kauffman & Uhl (1990), Uhl & Kauffman (1990), Kauffman (1991), Cochrane & Schulze (1999) e Ivanauskas *et al.* (2003) que, em linhas gerais, constataram a perda de riqueza e diferentes capacidades de resposta dos ecossistemas, em função da intensidade do fogo e das perturbações anteriores.

Especificamente para a Floresta Estacional Semidecidual, objeto do presente estudo, as informações são também escassas na literatura. Podem ser citados Castalani & Stubblebine (1993), Penha *et al.* (2002), Rodrigues *et al.* (2004, 2005), Martins *et al.* (2002) e Silva *et al.* (2005), cujas principais conclusões são de que a regeneração de fragmentos atingidos pelo fogo fica dificultada pela ocorrência das lianas e que as rebrotas constituem-se em importante estratégia das plantas para reocupação da área perturbada. Analisando as perdas decorrentes da passagem do fogo sobre o banco de sementes nesta formação florestal, Melo *et al.* (2007) verificaram que o fogo ocasionou diminuição da densidade e da riqueza do banco de sementes, sendo maiores os impactos quanto menor a distância da borda da floresta.

O presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos do fogo sobre a comunidade vegetal em diferentes distâncias da borda de fragmento de Floresta Estacional Semidecidual e caracterizar a dinâmica de recuperação da estrutura e riqueza da floresta após o fogo. Testou-se a hipótese de que o fogo acarreta perdas estruturais e florísticas e que, tanto as perdas quanto a resiliência da comunidade vegetal são variáveis com a distância da borda da floresta.

Material e métodos

Local do estudo – A Estação Ecológica dos Caetetus ocupa terras dos Municípios de Gália e Alvinlândia, Estado de São Paulo, região que apresenta estação seca definida, entre os meses de abril e agosto, sendo classificado como

Cwa, pelo sistema de classificação de Köppen (Chagas *et al.* 2004).

A unidade de conservação, com área de 2178,8 ha, está inserida em matriz dominada por plantações de café e pastagens e se constitui em um dos maiores fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual remanescentes no interior do Estado de São Paulo após o desmatamento, que ocorreu, nesta região, por volta da década de 1940. A floresta, em todo o seu perímetro, apresenta lianas e gramíneas invasoras em abundância e há registros de que, há algumas décadas, a maior parte da floresta sofreu exploração seletiva de madeiras nobres.

A área de floresta que foi objeto do presente estudo, localizada pelas coordenadas 22°23'17" S e 49°41'47" W, a 642 m.s.m., situa-se na face norte da Estação, em terras do Município de Gália. As propriedades que fazem divisa com esta área são ocupadas por plantações de café, separadas da floresta por estrada de terra de 5 m de largura, ao longo da qual prolifera o capim colônio (*Panicum maximum* Jacq.).

Utilizou-se, como referência da floresta previamente existente a faixa borda contígua, não queimada (NQ), respeitando-se a distância de 40 m a partir da linha de fogo para instalação das parcelas.

O estudo foi desenvolvido após incêndio acidental que teve início em propriedade vizinha à Estação, no dia 5 de outubro de 2003, final da estação seca, excepcionalmente prolongada, em que a precipitação acumulada nos meses de maio a setembro foi de apenas 144,5 mm, quando a média histórica para o mesmo período é de 298,7 mm (Casa da Agricultura de Alvinlândia 2004). O incêndio propagou-se por áreas ripárias invadidas por capim colônio (*Panicum maximum*), até atingir a floresta da Estação Ecológica, avançando em faixa paralela à borda, com largura variando de 60 até 80 m, em extensão de 300 m, totalizando aproximadamente dois hectares de área queimada.

Amostragem – Foram demarcados, em cada área, cinco transectos permanentes, com 10 m de largura, e 50 m de comprimento, no sentido borda – interior, subdivididos em parcelas de 10 × 10 m. A distância entre transectos foi de 40 m na área queimada e de apenas 10 m na área de floresta não queimada, para que fosse possível amostrar o mesmo número de parcelas de vegetação semelhante.

Foram amostrados todos os indivíduos de espécies arbóreas com altura mínima de 1,7 m, medindo-se o diâmetro do caule à altura do peito (DAP) com fita diamétrica e a altura com régua dendrométrica telescópica. Nas parcelas da floresta queimada foi registrada a resposta ao fogo, enquadrando-se cada planta, quando da primeira avaliação aos seis meses após o fogo, em uma das seguintes categorias: (1) sobreviventes: aquelas que apresentavam copa com folhas; (2) mortas: plantas sem folhas e sem sinais de rebrota; (3) brotações: plantas em que copa e caule foram queimados e que apresentavam brotações no colo ou a partir da raiz a menos de 50 cm de distância do caule; (4) recrutadas: plantas surgidas após o fogo e provenientes de sementes.

Para complementar a compreensão da estrutura da comunidade, efetuou-se o monitoramento da cobertura, em porcentagem do terreno ocupada pela projeção da parte aérea das plantas, pelo método da interseção em linha (Canfield 1941), quantificando-se separadamente as seguintes categorias: árvore, liana e gramíneas, esta última representada exclusivamente por *Panicum maximum*. A avaliação de cobertura foi efetuada em duas linhas paralelas em cada parcela, a três metros dos seus limites laterais.

Na área queimada (Q), todos os dados foram coletados aos seis, 15 e 24 meses após a ocorrência do incêndio. Na área não queimada (NQ), utilizada como referência, a coleta de dados foi realizada no mês de outubro de 2005, ou seja, 24 meses após o incêndio.

Análise dos dados – Para as comparações de densidade, área basal, número de espécies e cobertura, entre diferentes distâncias da borda, as parcelas de 10 × 10 m foram reunidas em dois grupos, de acordo com sua localização: entre 0 a 20 metros e entre 20 a 50 metros de distância da borda.

Os dados de porcentagem de cobertura foram transformados por $\arcsen \sqrt{p/100}$, onde p é o valor percentual obtido em cada linha de 10 m.

A normalidade da distribuição dos dados foi testada pelo teste de Shapiro-Wilk (Zar 1999), sendo realizada a transformação por raiz quadrada, quando necessária.

Para as comparações realizadas entre diferentes distâncias de borda, entre diferentes períodos de medições ou mesmo com a floresta não queimada, foi utilizada análise de variância, quando os dados apresentavam distribuição normal, com homogeneidade das variâncias. Quando tal não ocorria, mesmo após a transformação, recorreu-se ao teste de Mann-Whitney (Zar 1999). Para os dois testes utilizou-se o nível de probabilidade $P = 0,05$.

A fim de caracterizar eventuais diferenças no ritmo de recuperação da biomassa e da riqueza entre diferentes distâncias da borda foram realizadas análises de regressão linear simples (Zar 1999), utilizando como variável independente o tempo pós-fogo e como variáveis dependentes a área basal e o número de espécies amostradas, separadamente para as faixas já descritas.

Resultados e discussão

O fogo causou danos de grande monta à estrutura e à composição florística da floresta, com intensidades distintas para as diferentes distâncias da borda. O ritmo de recuperação da floresta também variou entre distâncias da borda e tanto a vulnerabilidade ao fogo quanto a recuperação variaram entre espécies e formas de vida.

Impacto do fogo sobre a estrutura da floresta – Em comparação com a floresta não queimada adjacente, verificaram-se diferenças consideráveis na densidade e na biomassa arbórea (representada pela área basal), tanto na faixa de 0-20 m da borda, quanto na faixa de 20-50 m (tabela 1).

Comparando-se NQ a Q, aos seis meses após o incêndio, pode-se afirmar que a perda provável em área basal em decorrência do incêndio foi de 19,4 m² ha⁻¹ (média das duas faixas de distância). Cabe destacar que a área basal da floresta não queimada (20,5 m² ha⁻¹) é consideravelmente inferior à do interior da floresta, livre dos efeitos de borda (33 m² ha⁻¹, segundo Durigan *et al.* 2000).

As perdas estimadas de biomassa para Q, obtidas por comparação estrutural com NQ, variaram entre 89 e 100% da área basal. Além da intensidade das alterações do ciclo biogeoquímico, conforme previsto por Whelan (1995), a quantidade de biomassa perdida indica a intensidade do fogo e, portanto, a degradação que o evento pode ter causado à comunidade vegetal (Kruger 1984a, Whelan 1995). Na faixa 0-20 m, a inexistência de árvores indica que provavelmente ali o fogo foi mais intenso, devido à maior disponibilidade de biomassa de fácil combustão das gramíneas e lianas, bem como pela menor umidade relativa do ar, normalmente detectada em bordas de fragmentos (Forman 1995).

Tabela 1. Estimativa da perda de área basal (m² ha⁻¹) decorrente de incêndio em borda de Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

Table 1. Estimate of basal area loss (m² ha⁻¹) in consequence of fire at the seasonal semideciduous forest edge, Estação Ecológica dos Caetetus, SP, Brazil.

Distância da borda (m)	Área basal floresta não queimada (m ² ha ⁻¹)*	Área basal das árvores sobreviventes (m ² ha ⁻¹)	Área basal perdida no incêndio (m ² ha ⁻¹)
0 a 20	20,7	0,0	20,7
20 a 50	20,3	2,1	18,2

* = árvores vivas / live trees.

Recuperação da estrutura após o fogo – De forma geral, observou-se que, após 24 meses, Q ainda apresentava biomassa bastante inferior a NQ e que a recuperação da biomassa na faixa mais externa foi mais lenta (figuras 1 e 2), indicando menor resiliência que na faixa mais interna.

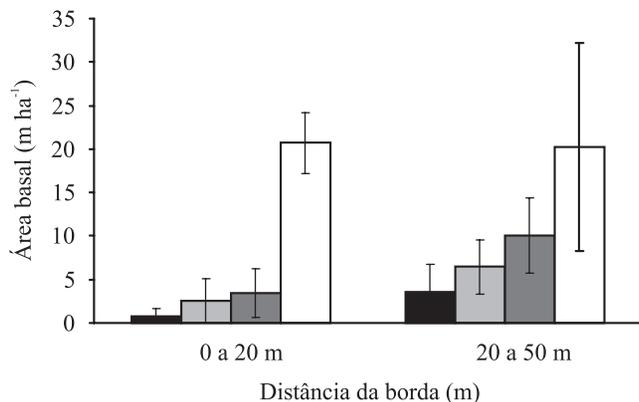


Figura 1. Área basal em floresta queimada em diferentes períodos pós-fogo e em floresta não queimada, para diferentes períodos pós-fogo e distâncias da borda na Estação Ecológica dos Caetetus, SP. Linhas verticais indicam desvio-padrão. (■ = 6 meses; □ = 15 meses; ▣ = 24 meses; □ = não queimada).

Figure 1. Basal area at two distances from the forest edge, in different periods after fire and in the contiguous not burned forest, Estação Ecológica dos Caetetus, SP, Brazil. Vertical lines indicate standard deviation. (■ = 6 months; □ = 15 months; ▣ = 24 months; □ = not burned).

Aos 24 meses após o incêndio, as árvores provenientes do banco ou chuva de sementes já respondiam pela maior porção da área basal (tabela 2), em relação às árvores sobreviventes e rebrotas de indivíduos pré-existentes.

A análise de regressão mostrou correlação positiva e significativa entre o tempo pós-fogo e a área basal, tanto para a faixa de 0 a 20 m ($F = 7,48$, $P = 0,010$) quanto para a de 20 a 50 m de distância da borda ($F = 16,187$, $P = 0,0004$). Entretanto, a faixa mais interna da floresta apresentou maior ganho de biomassa com o tempo (figura 2).

Caso a taxa de incremento em área basal se mantenha no ritmo definido pelas regressões estabelecidas para os primeiros dois anos, estima-se que o tempo necessário para que a floresta queimada recupere a área basal anterior ao incêndio seja de cinco anos para a faixa mais interna e 11 anos para a faixa mais externa.

Altas densidades são típicas de formações florestais pioneiras nos trópicos (Richards 1996) e foram observadas em ambas as faixas de distância da borda neste estudo. Entretanto, a diferença de densidade, aos 24 meses após o fogo, entre as duas faixas estudadas (1.890 árvores ha⁻¹ na faixa 0-20 m da borda e 4.327 árvores ha⁻¹ na faixa 20-50 m) demonstra ritmo mais acelerado no processo sucessional para a faixa 20-50 m. Este fato reforça a interpretação de que a resiliência da comunidade vegetal diminui com a proximidade da borda, onde os efeitos do fogo foram maiores devido à maior biomassa combustível. A densidade de árvores, também na floresta não queimada, foi significativamente superior na faixa mais interna ($F = 15,84$; $P = 0,001$), o que explica, em

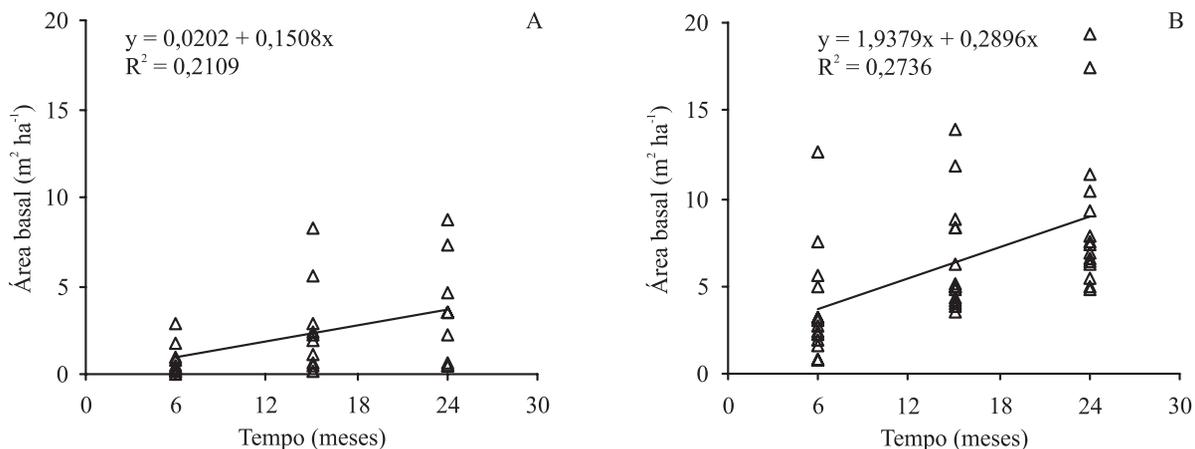


Figura 2. Evolução da área basal do estrato arbóreo ao longo do tempo após o fogo, em diferentes distâncias da borda da floresta, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP (A. Área basal 0 a 20 m. B. Área basal 20 a 50 m.).

Figure 2. Evolution of the arboreal basal area with time after fire, at two distances from the forest edge, Estação Ecológica dos Caetetus, SP, Brazil (A. Basal area 0 to 20 m. B. Basal area 20 to 50 m.).

Tabela 2. Parâmetros estruturais e riqueza florística de espécies arbóreas de floresta em regeneração após fogo e em floresta não queimada, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

Table 2. Structural parameters and floristic richness of arboreal species regenerating after forest fire and in contiguous not burned forest, Estação Ecológica dos Caetetus, SP, Brazil.

Tempo após o fogo	6 meses		15 meses		24 meses		Não Queimada	
	0-20	20-50	0-20	20-50	0-20	20-50	0-20	20-50
Distância da borda (m)								
Área basal (m ² ha ⁻¹)	0,78	3,58	2,57	6,47	3,49	10,01	20,68	20,26
Área basal árvores sobreviventes (m ² ha ⁻¹)	0,00	2,12	0,00	2,12	0,00	2,12	–	–
Área basal árvores recrutadas do banco (m ² ha ⁻¹)	0,58	1,37	2,16	4,00	2,96	7,48	–	–
Área basal árvores oriundas de rebrotas (m ² ha ⁻¹)	0,20	0,09	0,41	0,36	0,53	0,41	–	–
Densidade total (ind ha ⁻¹)	1290	3559	1690	4120	1890	4327	1870	3607
Densidade árvores sobreviventes (ind ha ⁻¹)	0	193	0	193	0	193	–	–
Densidade árvores oriundas do banco (ind ha ⁻¹)	1100	3235	1310	3555	1430	3787	–	–
Densidade árvores oriundas de rebrotas (ind ha ⁻¹)	190	131	380	372	460	520	–	–
Cobertura árvores (%)	20,0	50,6	47,7	85,6	47,3	87,5	62,4	70,8
Cobertura lianas (%)	79,9	69,3	81,2	70,1	85,2	76,9	71,4	62,0
Cobertura gramíneas (%)	11,8	0,6	13,4	1,8	14,1	0,1	9,8	0,0
Número de espécies oriundas de rebrotas	8	10	13	22	15	23	–	–
Número de espécies oriundas de sementes	6	10	11	13	13	23	–	–
Número de espécies sobreviventes	0	16	0	11	0	11	–	–
Riqueza total	14	26	19	32	24	37	45	66

parte, a diferença observada na densidade de árvores sobreviventes e daquelas oriundas de rebrota entre as duas faixas da floresta queimada (tabela 2).

A recuperação da biomassa na faixa de 20 a 50 m de distância da borda, expressa em área basal e cobertura, já era visível seis meses após o incêndio e foi, provavelmente, facilitada pela elevação da disponibilidade de nutrientes no solo após o incêndio e pela alta densidade de árvores de rápido crescimento (*Trema micrantha* e *Solanum mauritianum*) que reocuparam a área. A elevada densidade relativa das espécies tipicamente pioneiras nos primeiros anos de sucessão em áreas queimadas também é relatada na Amazônia por Uhl & Clark (1983) e em Floresta Estacional Semidecidual por Castellani & Stubblebine (1993), em Campinas, SP.

A cobertura de copas das árvores apresentou-se praticamente estabilizada desde o 15º mês após o fogo (figura 3 e tabela 2) em ambas as faixas, sendo menor na faixa mais externa aos seis ($F = 12,53$; $P = 0,001$), aos 15 ($F = 12,53$; $P = 0,002$) e aos 24 meses ($F = 21,96$; $P < 0,001$).

As lianas ocuparam o espaço rapidamente nos seis primeiros meses, mas sua porcentagem de cobertura não variou do 6º até o 24º mês na faixa de 0 a 20 m de borda ($F = 1,17$; $P = 0,294$), nem na faixa de 20 a 50 m de

distância da borda ($F = 1,39$, $P = 0,248$). Aos 24 meses, a cobertura de lianas da floresta queimada foi superior à da floresta não queimada na faixa mais externa da borda ($F = 11,2$; $P = 0,004$), mas não foram observadas diferenças na faixa mais interna.

Comparando-se as duas faixas de distância da borda, em Q, verificou-se que a cobertura de *Panicum maximum* foi superior na faixa 0-20 m desde o sexto mês ($U = 2,66$; $P = 0,001$) até o 24º mês pós-fogo ($U = 2,55$; $P = 0,011$).

Na comparação entre Q e NQ apenas a faixa externa apresentou diferenças. A cobertura de *P. maximum* em Q foi superior a NQ aos seis ($F = 6,76$; $P = 0,017$), aos 15 ($F = 5,30$; $P = 0,032$) e aos 24 meses ($F = 6,05$; $P = 0,023$) após a passagem do fogo.

A diferença observada entre as duas faixas de distância da borda para os parâmetros relativos à biomassa arbórea (densidade, cobertura e área basal) pode ser explicada analisando-se as relações entre árvores, lianas e *P. maximum*.

A densidade de árvores foi menor na faixa mais externa da área queimada devido a três fatores: i) a densidade de árvores é menor quanto mais próximo à borda, o que diminuiu a disponibilidade de rebrotas para regeneração; ii) o banco de sementes sofreu maior

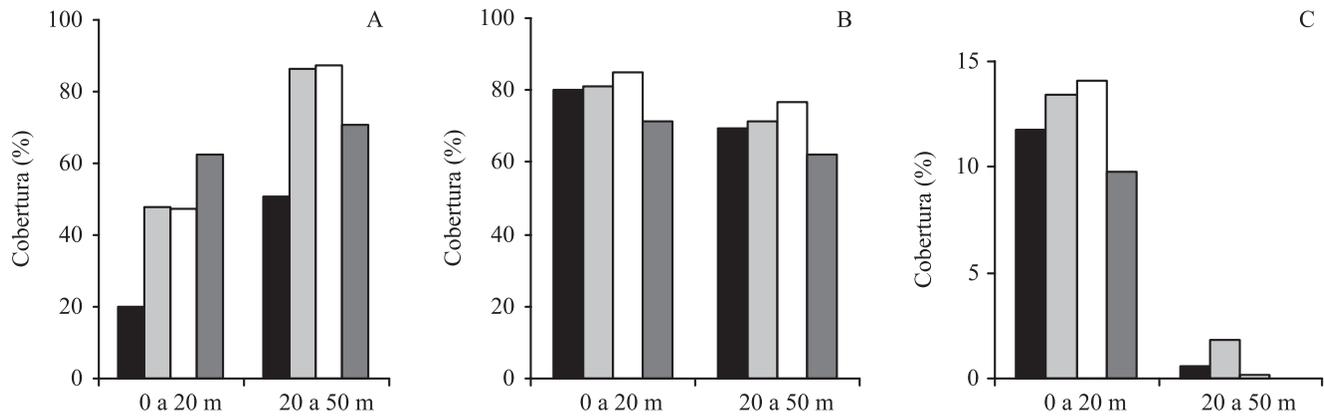


Figura 3. Evolução da cobertura, para diferentes categorias de plantas em diferentes distâncias da borda, em floresta queimada e não queimada, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP. A. Árvores. B. Lianas. C. *Panicum maximum*. (■ = 6 meses; □ = 15 meses; □ = 24 meses; ■ = não queimada).

Figure 3. Cover evolution of different plant life forms at two distances from the forest edge, Estação Ecológica dos Caetetus, SP, Brazil. A. Trees. B. Lianas. C. *Panicum maximum*. (■ = 6 months; □ = 15 months; □ = 24 months; ■ = not burned).

redução na faixa externa, conforme estudo sobre o impacto do fogo sobre o banco de sementes, realizado na mesma área (Melo *et al.* 2007) e iii) as plântulas oriundas de sementes e as rebrotas de espécies arbóreas que se instalaram na faixa externa ainda tiveram de enfrentar forte competição com as lianas e gramíneas invasoras, mais abundantes nesta faixa.

Gramíneas e lianas apresentaram rápida ocupação da faixa mais externa da floresta nos primeiros seis meses, mantendo seus valores de cobertura estabilizados até o final do monitoramento.

As gramíneas têm taxas de crescimento muito altas e, por isso, competem de maneira muito efetiva com as espécies arbóreas em regeneração natural nas áreas de borda de fragmentos florestais. Depois de instaladas, reduzem em até 99% a chegada de luz ao piso (Hughes & Vitousek 1993), prejudicando a germinação e o recrutamento das espécies arbóreas. Na área em análise, não se descarta a possibilidade da regeneração de touceiras ou mesmo colonização pela chuva de sementes das gramíneas.

Provavelmente as gramíneas dificultam a instalação e o desenvolvimento de espécies arbóreas e disponibilizam material combustível no inverno, quando secam, deixando a área predisposta a novo evento de incêndio, em um processo constante de retroalimentação. Martins *et al.* (2002) relataram a ocupação agressiva por *Melinis minutiflora* Beauv. após incêndio em área de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, e creditaram à sua agressividade a dificuldade na regeneração de espécies arbóreas.

As lianas possuem espectro mais diversificado de adaptações para a reprodução vegetativa que as árvores (Gerwing 2003) e têm grande capacidade de rebrota, o que garante rápida ocupação de sítios perturbados, além de serem, naturalmente, mais abundantes nas bordas (Janzen 1980, Putz 1984). O aumento na abundância de lianas (lenhosas e herbáceas) pode, também, ser atribuído ao aumento da intensidade do fogo (Cochrane & Schulze 1999).

Embora o fogo tenha causado depleção do banco de sementes (Melo *et al.* 2007), boa parte do aumento na densidade e na área basal da floresta em regeneração, se deve à germinação de espécies arbóreas, em ambas as faixas de distância da borda. A maior abundância de árvores procedentes do banco de sementes em relação às rebrotas também foi relatada para comunidade pós-fogo em floresta tropical seca na Bolívia (Kennard *et al.* 2002). Neste estudo, assim como relatado por Rodrigues *et al.* (2005) no mesmo tipo de floresta, houve predominância da espécie *Trema micrantha* entre as plantas em regeneração nas duas faixas de distância da borda. Esta espécie apresenta síndrome de dispersão autocórica e ornitocórica, com frutos maduros em período bastante amplo do ano (Carvalho 2003), o que aumenta suas chances de sucesso na recolonização da área queimada.

Impacto do fogo sobre a riqueza florística – Q apresentou, de modo geral, riqueza de espécies arbóreas muito inferior, se comparada a NQ (tabela 2). Das 77 espécies arbóreas amostradas em NQ (45 espécies na faixa de 0 a 20 m e

66 na de 20 a 50 m), 43 (56%) não foram amostradas em Q aos seis meses após o fogo (tabela 3).

Entre as espécies amostradas em NQ e que não foram encontradas em Q destacaram-se, pela sua densidade, *Inga marginata*, *Trichilia claussenii* e *Ocotea indecora*. Embora amostradas com poucos indivíduos em NQ, nenhuma das espécies da família Lauraceae (*Endlicheria paniculata*, *Nectandra cuspidata*, *Nectandra lanceolata*, *Nectandra oppositifolia*, *Ocotea corymbosa*, *Ocotea diospyrifolia* e *Ocotea velutina*) foi amostrada em Q.

Entre as outras famílias com número expressivo de espécies ausentes em Q, destacaram-se: Rutaceae (sete espécies), Myrtaceae (cinco), Euphorbiaceae e Meliaceae (quatro). Regra geral as árvores das espécies não amostradas possuem casca fina, que contribui para vulnerabilidade ao fogo, tal qual relatado por Whelan (1995) e Daunbenmire (1974).

A resposta das plantas ao fogo, ainda que dentro de uma mesma população, depende da intensidade do fogo em cada local e de características morfológicas e de localização de cada indivíduo (Whelan 1995). Ivanauskas *et al.* (2003), estudando os efeitos de fogo em floresta estacional no Mato Grosso, encontraram taxas de mortalidade que variaram de 0 a 100% entre as 76 espécies estudadas.

A ausência de determinadas espécies na área queimada não significa que tenham sido definitivamente, erradicadas pelo fogo desta comunidade. Uma vez que a área queimada está cercada de floresta em boa parte de seu perímetro, tais espécies podem ser reintroduzidas pela chuva de sementes. Entretanto, os resultados deste estudo permitem supor que em fragmentos isolados atingidos por incêndios pode ocorrer a extinção local de espécies não resistentes ao fogo.

A recuperação da riqueza florística após o fogo – Ambas as faixas de distância da borda apresentaram aumento do número de espécies amostradas durante todo o período de monitoramento (tabelas 3). As espécies foram ressurgindo ao longo do tempo (13 espécies aos 15 meses, mais nove aos 18 meses e mais cinco aos 24 meses), recuperando, aos poucos, a riqueza da comunidade. Mesmo assim, aos 24 meses após o fogo, Q ainda apresentava menor número de espécies em comparação com NQ, tanto na faixa externa ($F = 12,39$; $P = 0,003$) como na interna ($F = 30,94$; $P < 0,001$).

A análise de regressão confirmou o aumento gradativo da riqueza florística (figura 4) tanto para a faixa de 0 a 20 m ($F = 8,73$; $P = 0,006$) como para a de 20 a 50 m da borda ($F = 11,65$; $P = 0,002$).

Não se observa, praticamente, diferença no ritmo de recuperação da riqueza entre as duas faixas de distância (figura 4). Entretanto é possível prever que a faixa mais externa atinja mais rapidamente a riqueza anterior ao fogo, visto que nesta faixa, na floresta não queimada, a riqueza é consideravelmente inferior (tabela 2).

Os indivíduos que rebrotaram de caules e raízes após o fogo contribuíram para a retomada da riqueza de espécies, à medida que apresentavam porte para inclusão no estrato arbóreo (tabela 2). Resultado similar foi registrado por Rouwn (1993), na Costa do Marfim, em florestas secundárias regenerando-se em áreas de agricultura abandonadas.

Rodrigues *et al.* (2005) registraram 89 espécies de arbustos e árvores, com altura superior a um metro, aos 27 meses após o fogo em borda de Floresta Estacional Semidecidual. Este valor é bastante superior àqueles observados em ambas as faixas de distância de borda no presente estudo e a diferença pode ser explicada pelos critérios de inclusão utilizados na amostragem.

Rebrotas de espécies arbóreas foram observadas em todos os períodos de monitoramento. Entre o sexto e o 24^o mês foi observado aumento significativo na densidade de rebrotas na faixa de 0 a 20 m ($U = 3,780$; $P < 0,001$) e na faixa de 20 a 50 m ($U = 12,50$; $P < 0,001$). A densidade média encontrada de indivíduos rebrotando foi de 496 árvores ha⁻¹, sem que se observasse diferença significativa entre as duas faixas de distância da borda ($F = 0,41$; $P = 0,534$).

Na última medição encontraram-se rebrotas de 29 espécies (14 famílias). Destacaram-se as famílias Fabaceae (subfamília Mimosoideae), com 5 espécies e 96 árvores ha⁻¹, Fabaceae (subfamília Faboideae) com 4 espécies e 108 árvores ha⁻¹, Meliaceae com três espécies e 28 árvores ha⁻¹ e Rutaceae com 2 espécies e 60 árvores ha⁻¹ (tabela 3).

A importância da rebrota como estratégia de sobrevivência na regeneração pós-fogo é relatada para diferentes ecossistemas florestais tropicais (Uhl *et al.* 1981, 1982, Kruger 1984b, Rouwn 1993, Marod *et al.* 2002 e Kennard *et al.* 2002). Em Floresta Estacional Semidecidual, estudos mostram que esta formação possui considerável número de espécies com capacidade de rebrota (Castelani & Stubblebine 1993, Hayashi *et al.* 2001, Rodrigues *et al.* 2004). Entretanto, a falta de informações obre os episódios de fogo, sobre a comunidade previamente existente, bem como a inexistência de monitoramento da vegetação em regeneração em longo prazo não permitem concluir sobre a importância do fogo como elemento de pressão evolutiva para a Floresta Estacional Semidecidual.

continuation

Família	Espécie	Ocorrência de rebrotas	6 meses						15 meses						24 meses						Não queimada					
			0 a 20		20 a 50		0 a 20		20 a 50		0 a 20		20 a 50		0 a 20		20 a 50		0 a 20		20 a 50					
			DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR				
Fabaceae	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemin. ex Benth	X	30	2,3	48	1,3	60	3,6	75	1,9	80	4,2	120	2,8	150	8,0	213	5,9								
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	X			7	0,2			7	0,2			7	0,2												
Cardiopteridaceae	<i>Citronela paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard																7	0,2								
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.														60	3,2	160	4,4								
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins																7	0,2								
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	X			10	0,6	14	0,3	30	1,6	20	0,5	100	5,3	60	1,7										
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	X	30	2,3	7	0,2	70	4,1	7	0,2	70	3,7	13	0,3	50	2,7	13	0,4								
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	X	130	9,9	144	4,0	210	12,4	191	4,7	220	11,6	247	5,7	330	17,6	333	9,2								
Sapindaceae	<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	X									20	1,1	40	0,9			40	1,1								
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	X											40	0,9												
Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	X			48	1,3	10	0,6	21	0,5	10	0,5	40	0,9	10	0,5										
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J. F. Macbr.														10	0,5	13	0,4								
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong								7	0,2	10	0,5	7	0,2												
Rutaceae	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.														80	2,2										
Rutaceae	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.														7	0,2										
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.														13	0,4										
Myrtaceae	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand																									
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	X	10	0,8													7	0,2								
Nyctaginaceae	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell												7	0,2	10	0,5	67	1,8								
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz														10	0,5	40	1,1								
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	X			7	0,2	10	0,6			10	0,5			10	0,5	53	1,5								
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart.) & Eichler) Engl.																									
Fabaceae	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	X			13	0,4			14	0,3			20	0,5	10	0,5	7	0,2								
Indet	Indeterminada														10	0,5	20	0,6								
Fabaceae	<i>Inga marginata</i> Willd.														140	7,5	380	10,5								
Fabaceae	<i>Inga striata</i> Benth.								7	0,2	60	3,2	47	1,3												

continue

continuation

Família	Espécie	Ocorrência de rebrotas	6 meses						15 meses						24 meses						Não queimada							
			0 a 20		20 a 50		DA DR		0 a 20		20 a 50		DA DR		0 a 20		20 a 50		DA DR		0 a 20		20 a 50		DA DR		DA DR	
			DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.			7	0,2			10	0,5																			
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC			14	0,4																							
Fabaceae	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) Tozzi & H.C. Lima																											
Myrtaceae	<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand																											
Fabaceae	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi																											
Fabaceae	<i>Machaerium nycitans</i> (Vell.) Benth.																											
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> D.C. Vogel	X		10	0,8	20	0,6																					
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.							10	0,5																			
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk																											
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.																											
Euphorbiaceae	<i>Micrandra elata</i> (Didr.) Mull. Arg.																											
Fabaceae	<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.																											
Monimiaceae	<i>Mollinedia widgrenii</i> A. DC.							10	0,6																			
Myrtaceae	<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.																											
Myrtaceae	<i>Plinia</i> sp.																											
Lauraceae	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees																											
Lauraceae	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees																											
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.																											
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez																											
Lauraceae	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez																											
Lauraceae	<i>Ocotea indecora</i> Schot ex Meisn.																											
Lauraceae	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer																											
Euphorbiaceae	<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I. M. Johnston																											
Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan																											
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.																											
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca decandra</i> L.			10	0,8	27	0,7																					

continue

continuation

Família	Espécie	Ocorrência de rebrotas	6 meses						15 meses						24 meses						Não queimada					
			0 a 20		20 a 50		0 a 20		20 a 50		0 a 20		20 a 50		0 a 20		20 a 50		0 a 20		20 a 50					
			DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR				
Rutaceae	<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A. St.-Hil. subsp. <i>pauciflorus</i>																					7	0,2			
Rutaceae	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.																					33	0,9			
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.																					33	0,9			
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	X	40	3,1	21	0,6	40	2,4	21	0,5	40	2,1	13	0,3	70	3,7	60	1,7								
Nyctaginaceae	<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	X	10	0,8	28	0,8			7	0,2			20	0,5								20	0,6			
Salicaceae	<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.																					10	0,5			
Fabaceae	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.																					20	1,1			
Rhamnaceae	<i>Ramnidium elaeocarpum</i> Reissek																					27	0,7			
Myrsinaceae	<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez																					7	0,2			
Annonaceae	<i>Rollinia dolabripetala</i> (Radi) R. E. Fr.		10	0,8																		7	0,2			
Annonaceae	<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Mart.																					13	0,4			
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.		180	13,7	278	7,8	150	8,9	231	5,7	120	6,3	187	4,3												
Solanaceae	<i>Solanum paniculatum</i> L.																									
Fabaceae	<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.																					20	0,5			
Palmae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.																					20	0,6			
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume		750	57,3	2710	75,6	840	49,7	3120	77,1	920	48,7	3100	71,5												
Meliaceae	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.																					20	1,1			
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	X																				60	3,2			
Meliaceae	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	X																				50	2,7			
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss. sbsp. <i>richardiana</i>																					13	0,4			
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	X																				33	0,8			
Tiliaceae	<i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq.																					7	0,2			
Rutaceae	<i>Zanthoxylum acuminatum</i> (Sw.) Sw.	X																				20	1,1			
Rutaceae	<i>Zanthoxylum monogynum</i> A. St.-Hil.																					13	0,4			
Rutaceae	<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.																					10	0,5			
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.																					7	0,2			
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	X																				20	0,6			
TOTAL			1310	100	3582	100	1690	100	4048	100	1890	100	4333	100	1870	100	3607	100								

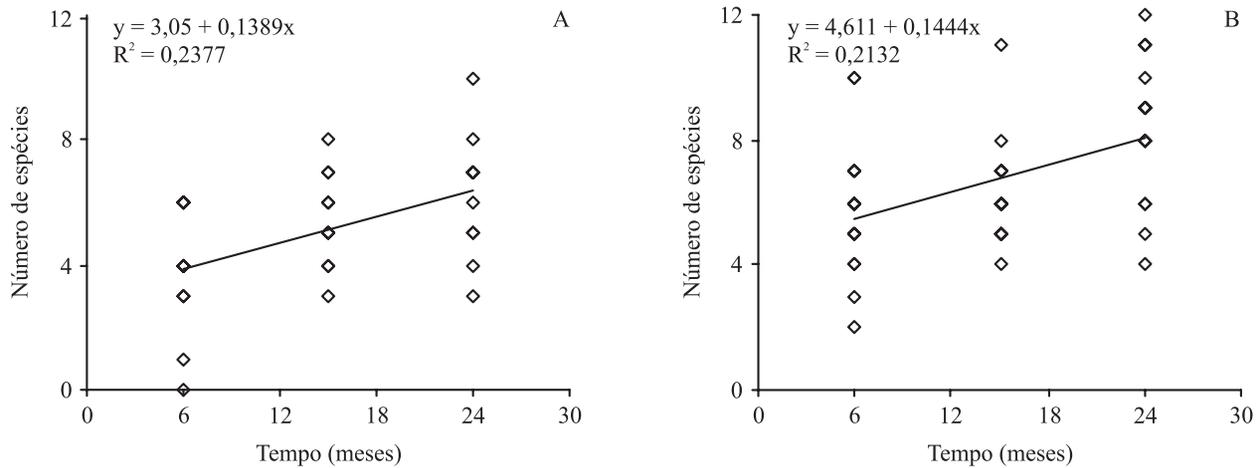


Figura 4. Evolução do número de espécies arbóreas amostradas ao longo do tempo pós-fogo em diferentes distâncias da borda da floresta, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP. A. Espécies amostradas (0 a 20 m). B. Espécies amostradas (20 a 50 m).

Figure 4. Evolution of arboreal species richness with time after fire at two distances from the forest edge, Estação Ecológica dos Caetetus, SP, Brazil. A. Amostrated species (0 a 20 m). B. Amostrated species (20 a 50 m).

As espécies observadas rebrotando após o fogo em Floresta Estacional Semidecidual neste estudo (tabela 3) e por Rodrigues *et al.* (2004), em sua maioria, não formam banco de sementes no solo. As rebrotas podem se constituir, portanto, mais em estratégia para diminuir a dependência do banco de sementes para manutenção da população (Bond & Midgley 2001) do que para garantir a rápida ocupação do espaço após a perturbação (Kruger 1984a; Whelan 1995).

As rebrotas fizeram com que, diferente do modelo esperado para comunidades em estágio inicial de sucessão secundária, a comunidade pós-fogo apresentasse riqueza de espécies relativamente alta, com algumas espécies atípicas de comunidades pioneiras, tais como *Aspidosperma polyneuron*, *Astronium graveolens*, *Balfourodendron riedelianum*, *Cordia ecalyculata*, *Holocalyx balansae*, *Jacaratia spinosa* e *Mollinedia widgrenii*. Assim, diferentemente da biomassa, que está se recuperando principalmente devido à contribuição de um grupo pequeno de espécies pioneiras oriundas de sementes, sobretudo *Trema micrantha*, a recuperação da riqueza florística se deve, sobretudo, a espécies secundárias ou tardias que rebrotam após o fogo.

Agradecimentos—Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de produtividade concedida ao segundo autor e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – Fapesp, pelo auxílio concedido para a execução do estudo (Linha de Auxílio à Pesquisa – processo 04/07561-6).

Referências bibliográficas

- BOND, W.J. & MIDGLEY, G.F. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology and Evolution* 16:45-51.
- CANFIELD, R.H. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* 39:388-394.
- CARVALHO, P.E.R. 2003. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa, Brasília.
- CASA DA AGRICULTURA DE ALVINLÂNDIA. 2004. Casa_Agric_Índice_Pluviométrico.xls. diskete 3_{1/2} polegadas. Excell for Windows 7.0. Alvinlândia.
- CASTELLANI, T.T. & STUBBLEBINE, W.H. 1993. Sucessão secundária em mata tropical mesófila após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica* 16:181-203.
- CHAGAS, R.K., DURIGAN, D., CONTIERI, W.A. & SAITO, M. 2004. Crescimento diametral de espécies arbóreas em Floresta Estacional Semidecidual ao longo de seis anos. *In* Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão (O. Vilas Boas & G. Durigan, orgs.). Páginas e Letras, São Paulo, p.265-290.
- COCHRANE, M.A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* 421:913-919.
- 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.
- DAUBENMIRE, R.F. 1974. Plants and environment: a textbook of plant autecology. John Wiley, New York.

- DURIGAN, G., FRANCO, G.A.D.C., SAITO, M. & BAITELLO, J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 23:369-381.
- EDWARDS, W. & KROCKENBERGER, A. 2006. Seedling mortality due to drought and fire associated with the 2002 El Niño event in a tropical rain forest in North-East Queensland, Australia. *Biotropica* 38:16-26.
- FEARNSIDE, P.M. 1990. Fire in the tropical rain forest of the Amazon basin. *In* Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer, ed.). Springer Verlag, Berlin, p.106-116.
- FORMAN, R.T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge.
- GERWING, J.J. 2003. A diversidade de histórias de vida natural entre seis espécies de cipós em floresta nativa na Amazônia Oriental. *In* Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental (E. Vidal & J.J. Gerwing, orgs). Imazon, Belém, p.95-119.
- HAYASHI, A.H., PENHA, A.S., RODRIGUES, R.R. & APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B. 2001. Anatomical studies of shoot bud-forming roots of Brazilian tree species. *Australian Journal of Botany* 49:745-751.
- HUGHES, F. & VITOUSEK, P.M. 1993. Barriers to shrub establishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawaii. *Oecologia* 93:557-563.
- IVANAUSKAS, N.M., MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R.R. 2003. Alterations following a fire in a forest community of Alto Rio Xingu. *Forest Ecology and Management* 184:239-250.
- JANZEN, D.H. 1980. Ecologia vegetal nos trópicos. *Temas de biologia v. 7*. EPU/Edusp, São Paulo.
- KAUFFMAN, J.B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forest of the eastern Amazon. *Biotropica* 23:219-224.
- KAUFFMAN, J.B. & UHL, C. 1990. Interactions of anthropogenic activities, fire, and rain forests in the Amazon Basin. *In* Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer, ed.). Springer Verlag, Berlin, p.117-134.
- KENNARD, D.K., GOULD, K., PUTZ, F.E., FREDERICKSEN, T.S. & MORALES, F. 2002. Effects of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162:197-208.
- KRUGER, F.J. 1984a. Effects of fire on vegetation structure and dynamics. *In* Ecological effects of fire in South African ecosystems (P.V. Booyens & N.M. Tainton, eds.). Springer-Verlag, Berlin, p.220-243.
- KRUGER, F.J. 1984b. Fire in forest. *In* Ecological effects of fire in South African ecosystems (P.V. Booyens & N.M. Tainton, eds.). Springer-Verlag, Berlin, p.177-197.
- LAURANCE, W.F., PEREZ-SALICRUP, D., DELAMONICA, P., FEARNSIDE, P.M., DANIELO, S., JEROLINSKI, A., POHL, L. & LOVEJOY, T.E. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* 82:105-116.
- MAROD, D., KUTINTARA, U., TANAKA, H. & NAKASHIKUZA, T. 2002. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. *Plant Ecology* 161:41-57.
- MARTINS, S.V., RIBEIRO, G.A., SILVA JUNIOR, W.M. & NAPPO, M.E. 2002. Regeneração pós-fogo em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa, MG. *Ciência Florestal* 12:11-19.
- MELO, A.C.G., DURIGAN, D. & GORENSTEIN, M.R. 2007. Efeito do fogo sobre o banco de sementes em faixa de borda de Floresta Estacional Semidecidual, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21:927-934.
- MUELLER-DOMBOIS, D. 2001. Biological invasions and fire in tropical biomes. *In* Proceedings of the invasive species workshop: the role of fire in the control and spread of invasive species. (K.E.M. Galley & T.P. Wilson, eds.). Miscellaneous Publications, 11. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, p.112-121.
- PENHA, A.S., RODRIGUES, R.R., HAYASHI, A.H. & APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B. 2002. Tree species sprouting from buds in a tropical forest community affected by fires in Southeast Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 47:127-133.
- 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.
- PUTZ, F.E. 1984. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panamá. *Ecology* 65:1713-1724.
- RICHARDS, P. 1996. The tropical rain forest – an ecological study. 2ª ed. Cambridge, New York.
- RODRIGUES, R.R., TORRES, R.B., MATTHES, L.A.F. & PENHA, A.F. 2004. Trees species resprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fires, Campinas, southeast Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 47:127-133.
- RODRIGUES, R.R., MARTINS, S.V. & MATTHES, L.H.F. 2005. Post-fire regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. *In* New research on forest ecosystems (A. R. Burk, ed.). Nova Science Publishers, New York, v.1. p.1-19.
- ROUW, A. 1993. Regeneration by sprouting in slash and burn rice cultivation, Taï rain forest, Côte d'Ivoire. *Journal of Tropical Ecology* 9:387-408.
- SALATI, E. & VOSEP, B. 1984. Amazon Basin: a system in equilibrium. *Science* 225:129-138.
- SILVA, W.F., OLIVEIRA FILHO, A.T.O., VENTURINI, N., CARVALHO, W.A.C. & GOMES, J.B.V. 2005. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecidual no município de Ibituruna, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19:701-716.

- UHL, C. & BUSCHBACHER, R. 1985. A disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. *Biotropica* 17:265-268.
- UHL, C. & CLARK, K. 1983. Seed ecology of selected Amazon Basin successional species. *Botanical Gazette* 144:419-425.
- UHL, C. & KAUFFMAN, J.B. 1990. Deforestation effects on fire susceptibility and the potential response of tree species to fire in the rain forest of the eastern Amazon. *Ecology* 71:437-449.
- UHL, C., CLARK, K., CLARK, K. & MURPHY, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazonian basin. *Journal of Ecology* 69:631-649.
- UHL, C. CLARK, H., CLARK, K. & MAQUIRINO, P. 1982. Successional patterns associated with slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. *Biotropica* 14:249-254.
- WHELAN, J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press, Cambridge.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey