

REGENERAÇÃO DA VEGETAÇÃO DE CAATINGA APÓS CORTE E QUEIMA, EM SERRA TALHADA, PE¹

EVERARDO VALADARES DE SÁ BARRETTO SAMPAIO², ELCIDA DE LIMA ARAÚJO³, IGNÁCIO HERNÁN SALCEDO² e HOLM TIESEN⁴

RESUMO - A regeneração da vegetação nativa após corte e queima é importante no estabelecimento de manejo sustentável adequado em áreas exploradas para lenha e agricultura itinerante. Para monitorá-la foram determinadas, por espécie, a biomassa aérea e a densidade das plantas, 2 meses, 2 anos e 6 anos após o corte da caatinga, sem (SQ) e com queima em intensidades crescentes (Q1, Q2 e Q3), em Serra Talhada, PE. A rebrota foi maior em SQ (94% das 5810 plantas ha⁻¹) que em Q (43, 21 e 10%, respectivamente). Aos 2 anos a densidade caiu e aos 6 anos voltou a subir, sendo maior em SQ e menor em Q3. As biomassas foram crescentes com o tempo e menores com a queima (6 anos, SQ = 29,7 e Q3 = 16,8 Mg ha⁻¹). Biomassa e área basal tiveram a relação de 2 Mg para cada m². O número de espécies (15) decresceu aos 2 meses (SQ = 12 e Q3 = 8), cresceu aos 2 anos (Q3 = 15, algumas pioneiras) e voltou a decrescer aos 6 anos (Q3 = 12). Das espécies de maior densidade inicial, *Croton sonderianus* e *Mimosa* sp. (jurema-preta), levaram vantagem na competição após corte e fogo enquanto *C. leucocephala*, desvantagem.

Termos para indexação: rebrota, biomassa, densidade, área basal, espécies.

REGROWTH OF CAATINGA VEGETATION AFTER SLASHING AND BURNING, AT SERRA TALHADA, PE, BRAZIL

ABSTRACT - Regeneration of the native vegetation after slashing and burning is important in the establishment of an adequate management system in fire wood producing and shifting agriculture areas. To monitor this regeneration, measurements of aboveground biomass and plant density were made, for every species, in Serra Talhada, PE, 2 months, 2 years and 6 years after slashing without burning (SQ) and burning with increasing fire intensities (Q1, Q2 and Q3). Plants coppiced more in SQ (94% of the initial 5810 plants ha⁻¹) than with burning (43, 21 and 10%). Density decreased at 2 years and increased again at 6 years and was highest in SQ and lowest in Q3. Biomasses increased with time and were lowest with burning (6 years, SQ = 29.7 and Q3 = 16.8 Mg ha⁻¹). There was 2 Mg of biomass per m² of basal area. The number of species (initial 15) decreased after 2 months (SQ = 12 and Q3 = 8), peaked at 2 years (Q3 = 15, some pioneers) and decreased again at 6 years (Q3 = 12). Among the species with highest initial densities, *C. sonderianus* and *Mimosa* sp. were favored in the competition after slashing and burning while *C. leucocephala* was disfavored.

Index terms: coppicing, biomass, plant density, basal area, species.

¹ Aceito para publicação em 25 de julho de 1997.

Trabalho realizado com apoio da CIDA.

² Eng. Agr., Ph.D., Prof. Titular, Dep. Energia Nuclear, UFPE, Av. Prof. Luiz Freire 1000, CEP 50740-540 Recife, PE. Bolsista do CNPq. E-mail: esampaio@npd.ufpe.br

³ Bióloga, M.Sc., Prof^a, Assistente, Dept. Biologia, UFRPE, Av. D. Manoel de Medeiros s/n, CEP 52171-900 Recife, PE.

⁴ Biólogo, Ph.D., Prof. Dept. Soil Science, University of Saskatchewan, Saskatoon, S7N 5A8, Canadá. E-mail: tiessen@sask.usask.ca

INTRODUÇÃO

As caatingas cobrem uma grande área do semi-árido nordestino e parte delas, correspondendo a centenas de milhares de hectares, é derrubada anualmente para produção de lenha e para plantio no sistema de agricultura itinerante. Geralmente, nesses locais, após a retirada da madeira aproveitável, o material vegetal é queimado e o local abandonado ao crescimento da vegetação nativa, no caso da produção de lenha, ou

cultivado por alguns anos antes do abandono, no caso da agricultura itinerante. Em ambos os casos, é importante conhecer a capacidade de regeneração da vegetação nativa, para o estabelecimento de um manejo sustentável a longo prazo. A população local tem conhecimento empírico do assunto, mas quase nada foi publicado. A Sudene não deu continuidade aos trabalhos de regeneração após corte (Carvalho, 1976) e trabalhos recentes têm-se centrado na capacidade de produção madeireira (IBAMA, 1992).

Em 1989, foi iniciado em Serra Talhada, PE, um estudo sobre o efeito da derrubada e queima da vegetação nativa na ciclagem de nutrientes (Kauffman et al., 1993) e rebrota das plantas logo após o fogo (Sampaio et al., 1993). Este trabalho dá continuidade aos dois anteriores relatando o comportamento da vegetação nativa nos estados de regeneração dois e seis anos após aquela data. O objetivo foi acompanhar os efeitos do corte da vegetação, sem queima posterior da massa vegetal cortada ou com queima, em diferentes intensidades de combustão, no número de espécies e nas densidades e biomassas aéreas da comunidade e das populações.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Unidade Experimental de Pesquisa da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária (IPA), em Serra Talhada (7°59'00"S, 38°19'16" W; altitude média de 500 m; precipitação média anual de 803 mm, com grande variação temporal e concentrada de janeiro a maio; temperatura média anual de 26°C, com pouca variação mensal). A área experimental apresentava topografia ondulada, com inclinação média de aproximadamente 10% e solos cambissolo e litossolo, com as seguintes características: pH 5,9-6,9; acidez, Ca, Mg e K trocáveis, 1,1-5,8; 3,3-8,3; 1,2-3,4 e 0,3-0,8 meq/100 g solo, respectivamente; C, N e P totais, 1,4-3,8; 0,13-0,28 e 0,02-0,04%, respectivamente.

Foram marcadas seis parcelas de 20 m x 60 m cada, em dois blocos paralelos de três, com faixas de 6 m entre elas. Toda a vegetação da área (incluindo parcelas e faixas) foi cortada manualmente, seguindo o procedimento usual da região, no início da estação seca, em julho de 1989. A massa vegetal das parcelas foi medida após o corte (Kauffman et al., 1993) e a das faixas de separação das parcelas foi retirada para que servissem de aceiro durante a queima das parcelas. As parcelas foram submetidas a três tratamentos, com diferentes intensidades de combustão, obtidas com diferentes tempos de secagem do material. As faixas não queimadas constituíram um quarto tratamento e a vegetação nativa, ao lado da área das parcelas, um quinto, para comparação. As características da combustão e seu efeito imediato na ciclagem de nutrientes foram publicados por Kauffman et al. (1993).

A rebrota da vegetação dois meses após a queima foi medida, incluindo a proporção de plantas mortas de cada espécie (Sampaio et al., 1993). Parte dos dados é repetida neste trabalho, para melhor caracterizar as mudanças com o tempo.

Dois anos após a queima, foi feito o levantamento fitossociológico da vegetação em regeneração. Foram marcadas duas subparcelas de 9 m x 19,5 m dentro de cada parcela e de 3 m x 40 m nas faixas de separação não queimadas. Nessas subparcelas e para cada uma das plantas com pelo menos um caule com mais de 10 mm de diâmetro, em nível do solo ou logo acima da inserção da rebrota no toco, foram contados os caules (ramificações) saindo da base da planta ou do toco, medidos os diâmetros dos caules e medida a altura máxima da planta. As plantas foram separadas por espécie, com base tanto em sua morfologia reprodutiva quanto vegetativa; mas as identificações taxonômicas completas nem sempre foram possíveis, principalmente das novas espécies que não estavam florescidas. Com tais dados, calcularam-se as densidades relativas das espécies e áreas basais (Rodal et al., 1992) e estimaram-se as massas, com base em regressão predeterminada de massa em função do diâmetro de caule. Foram, também, contados os tocos de caule não rebrotados ainda restantes.

Seis anos após a queima, o levantamento fitossociológico foi repetido, nos mesmos locais, seguindo procedimento semelhante ao anterior, exceto pelo tamanho das subparcelas nos tratamentos com queima, que foi de 10 m x 13 m. Na área da vegetação nativa, ao lado das parcelas, também foi feito o levantamento fitossociológico, estimando-se as alturas por comparação com uma vara de 6 m. A contagem de tocos foi abandonada porque seu número estava muito baixo, muitos deles tendo-se desintegrado, quebrado ou confundidos com a base das novas plantas. A massa de vegetação de plantas com diâmetros de caule < 10 mm foi determinada em cada uma das subparcelas, em cinco áreas de 1 m x 1 m. A identificação taxonômica de quase todas as espécies arbustivas e arbóreas presentes, pelo menos até gênero, foi possível por estarem florescendo.

Os dados foram tratados estatisticamente por análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Efeitos do corte sem queima

Logo após o corte, quase todas as plantas (94%) com caules ≥ 10 mm de diâmetro rebrotaram (Fig. 1, Tabela 1). Entretanto, a médio prazo, o corte provocou mudanças na densidade total, com efeitos contrastantes entre os 2 e os 6 anos. Dois anos depois do corte, a densidade total reduziu-se para 71% da inicial e, aos seis anos, aumentou, até atingir quase o dobro da densidade inicial. Essas mudanças foram,

principalmente, um reflexo das ocorridas com o marmeleiro, *Croton sonderianus* Muell. Arg., a espécie de maior densidade relativa na área (Tabela 1).

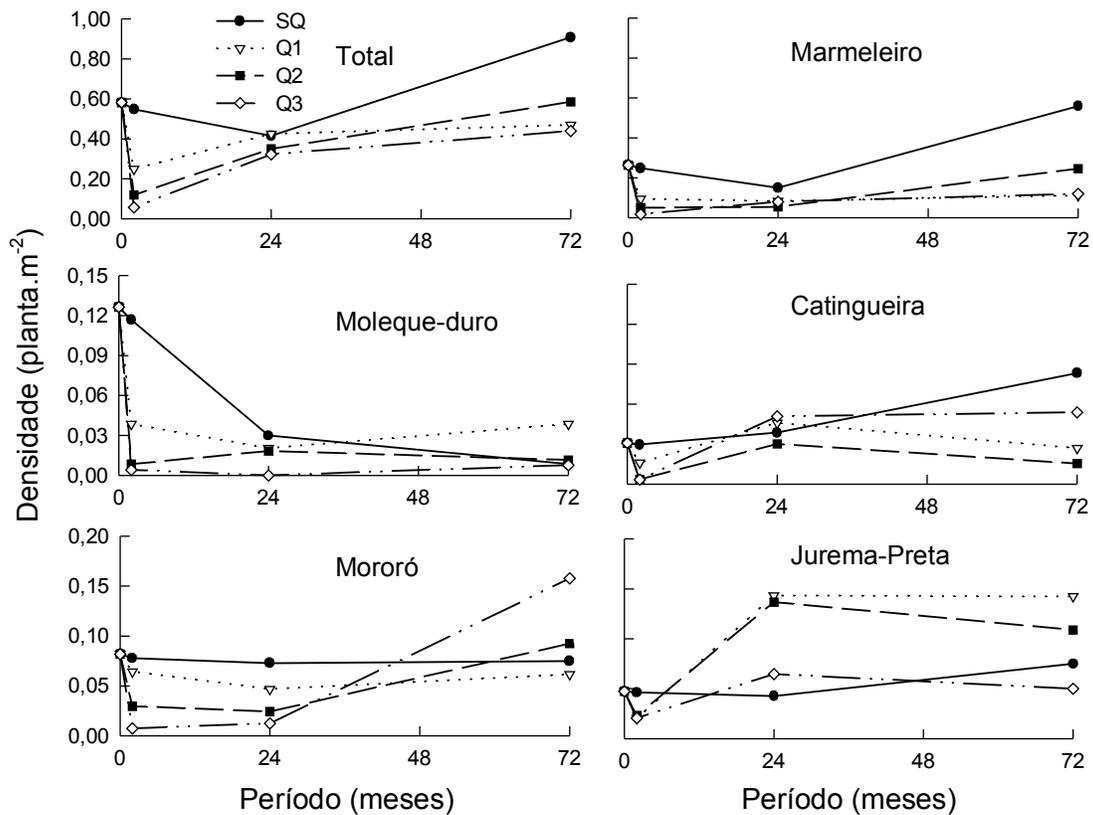


FIG. 1. Densidades total e das cinco espécies mais abundantes das plantas rebrotando dois meses após corte, em tratamentos sem queima (SQ) e com queima em três intensidades crescentes (Q1, Q2 e Q3) e das plantas presentes nessas áreas 2 e 6 anos depois do corte e queima.

O corte tem um efeito direto nos processos fisiológicos, induzindo, na maioria das plantas, uma atividade meristemática intensa para regeneração do sistema aéreo, com gasto inicial de reservas acumuladas nos sistemas subterrâneos e nos tocos de caule, até que a rebrota se torne auto-suficiente em fotossintatos e, eventualmente, contribua para o acúmulo de novas reservas. O período inicial de rebrota é uma época crítica, em qualquer situação, e neste trabalho ainda mais, porque se deu em plena estação seca, como é usual nas caatingas, e foi seguido de quatro anos com precipitação abaixo da normal, como ocorre freqüentemente na região (média = 896 mm; 1989, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994 e 1995 = 1341, 534, 544, 625, 306, 833 e 794 mm, respectivamente).

TABELA 1. Densidades e massas relativas (%) de plantas por espécie e densidade e massa absoluta total (x 10³ plantas ha⁻¹ e Mg ha⁻¹), em diferentes períodos após corte e queima, em parcelas cortadas e não queimadas (SQ) e queimadas com intensidades crescentes (Q₁, Q₂ e Q₃), em caatinga de Serra Talhada, PE¹.

Espécie	Inicial	2 meses				2 anos				6 anos			
		SQ	Q1	Q2	Q3	SQ	Q1	Q2	Q3	SQ	Q1	Q2	Q3
Densidades relativas (%)													
<i>Croton sonderianus</i>	45	45	38	42	31	36	20	16	25	62	24	42	27
<i>Cordia leucocephala</i>	22	21	15	7	7	7	5	5	0	1	8	2	2
<i>Bauhinia cheilantha</i>	14	14	26	25	13	18	11	7	3	8	13	16	36
<i>Mimosa</i> spp., jurema-preta	8	8	8	19	36	10	34	39	20	8	30	26	11
<i>Caesalpinia pyramidalis</i>	5	5	6	3	6	9	11	9	16	9	6	3	12
Outras	6	7	7	4	7	20	19	24	36	12	19	11	12
Total (x 10 ³ planta/ha)	5,81	5,48a	2,50b	1,20c	0,56d	4,15a	4,24a	3,50b	3,23b	9,08a	4,69b	5,84b	4,38b
Biomassas relativas (%)													
<i>Croton sonderianus</i>	23	14	9	18	24	5	14	21
<i>Cordia leucocephala</i>	13	4	5	0	0	6	2	0
<i>Bauhinia cheilantha</i>	12	20	9	4	3	7	5	17
<i>Mimosa</i> spp., jurema-preta	31	30	51	33	58	66	71	46
<i>Caesalpinia pyramidalis</i>	8	17	6	17	7	3	2	6
Outras	13	15	20	28	8	13	6	10
Total (Mg/ha)	73,8	6,67a	4,44b	3,65b	3,60b	29,7a	20,0bc	24,9ab	16,8c

¹ Valores no mesmo período, seguidos da mesma letra, não são diferentes a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

A morte de plantas entre os dois meses e os dois anos, explicada pelo estresse do período inicial, atingiu mais que os 23% de redução na densidade (94% aos dois meses e 71% aos dois anos). Isto porque houve o aparecimento de algumas plantas novas com tamanho suficiente para serem enquadradas no critério de amostragem. A determinação do número dessas plantas novas não foi possível porque algumas das que pareciam serem novas poderiam ter vindo de tocos já decompostos ou quebrados. O número de tocos na área diminuiu e a proporção de tocos sem rebrota aumentou para apenas 15%, não cobrindo a redução na densidade das plantas. Ressalta-se que não foram quantificadas as plantas novas que não atingiam o critério de amostragem.

Aos seis anos, a queda na densidade observada aos dois anos foi revertida, com o crescimento de novas plantas com tamanho amostrável, aproveitando as condições climáticas mais favoráveis dos dois últimos anos do experimento e a redução na competição com o corte das plantas grandes e a morte de algumas. Corte e morte diminuíram a competição por luz, pela abertura no dossel, e por água e nutrientes, pela redução no número e porte de indivíduos que se apropriavam de uma porção grande dos recursos disponíveis. É possível que essa tendência ao aumento da densidade seja passageira e, em alguns anos mais, a densidade total retorne a níveis semelhantes aos iniciais, com a eliminação de algumas plantas, à medida que atuam os processos de competição intra e interespecífica e/ou predação.

O padrão de acumulação de biomassa de arbustos e árvores foi mais simples que o de densidade, que foi sempre crescente (Tabela 1). A biomassa das rebrotas aos 2 meses após o corte não foi determinada, mas tinha tamanho pequeno (Sampaio et al., 1993) e sua massa total possivelmente não atingia 100 g m⁻². Dois anos depois, aumentou para 670 g m⁻², e aos seis anos atingiu aproximadamente 3000 g m⁻² ou 40% da inicial. Isso sugere que o crescimento da vegetação está seguindo uma curva sigmóide, passando por uma fase de crescimento exponencial e posteriormente entrando numa fase de crescimento mais lento, até atingir a biomassa máxima nas condições locais. Biomassa semelhante à inicial só seria atingida em alguns anos mais, talvez 5-7, se o acúmulo de biomassa seguisse o padrão de regeneração do potencial de produção de lenha encontrado no Seridó, do Rio Grande do Norte (IBAMA, 1992), no qual são necessários 11-13 anos de crescimento entre cortes. A área basal aos seis anos era de 0,00138 m² m⁻², equivalente a 38% da área basal encontrada nas parcelas de vegetação de comparação, não cortada (0,00356 m² m⁻²). A semelhança de proporção de área basal e massa (38 e 40%) não é casual, já que esta última foi calculada a partir de sua relação com o diâmetro dos caules. Em todos os casos, a relação de biomassa para área basal foi em torno de 2 Mg m⁻².

Tanto os resultados de densidade quanto os de massa confirmam que plantas de caatinga rebrotam e crescem rapidamente após o corte. No Ceará, todas as plantas de cinco espécies da caatinga cortadas durante a estação seca rebrotaram (Hardesty et al., 1988) e a maior parte delas não morreu mesmo quando as rebrotas foram cortadas manualmente ou consumidas por caprinos, por duas vezes seguidas, com intervalo de dois meses (Hardesty & Box, 1988). No mesmo local, em áreas com todas as plantas cortadas, a cobertura de copas retornou a 30, 78 e 96% da cobertura original após 1, 3 e 4 anos; nesta última época, as plantas atingiam 5-6 m de altura, enquanto a vegetação não cortada chegava a 10 m (Schacht et al., 1989). Em Serra Talhada, as faixas de variação das alturas médias, medianas e máximas das plantas nos tratamentos, após dois anos do corte e queima, foram 1,6-1,7, 1,0-1,5 e 3,0-3,5 m, e após 6 anos, 2,2-2,7, 3,0-3,5 e 4,5-5,5 m, respectivamente. Na área de caatinga não cortada foram 4,4, 5,0 e 17,5 m, com poucos indivíduos acima de 8 m. Numa amostragem em uma área maior de caatinga (10 parcelas de 200 m² cada), na mesma estação experimental, Ferraz (1994) encontrou médias de alturas médias e máximas de 3,9 e 10,6 m e área basal de 0,00306 m² m⁻².

Efeitos do corte seguido de queima

O número de plantas que rebrotaram até dois meses (Tabela 1, Fig. 1) diminuiu de forma progressiva com a intensidade da combustão (43, 21 e 10% da densidade inicial), o que deve ter sido provocado pela morte de tecido meristemático e de reservas. Dois anos depois, as densidades desses tratamentos ainda mostravam um pequeno gradiente acompanhando a intensidade de fogo, mas estavam próximas da densidade do tratamento sem queima. Parte do aumento no número de plantas foi pela rebrota de alguns tocos depois dos dois meses, visto que o número de tocos com rebrota aumentou aproximadamente 10%, em relação à densidade inicial, em todos os tratamentos com queima, apesar da redução do número de tocos na área. Entretanto, a maior parte do aumento foi de novas plantas, incluindo espécies que não estavam presentes antes dos tratamentos.

Apesar da recuperação aos 2 anos, o efeito conjugado de corte e fogo não permitiu que as plantas se recuperassem com o mesmo vigor das não submetidas ao fogo e, aos 6 anos, suas densidades não tiveram o aumento verificado nas parcelas não queimadas. Na amostragem desse último período, as diferenças de densidade entre as parcelas (tratamentos com queima) e as faixas de separação (tratamento sem queima) podiam ser claramente distinguidas, uma vez que as faixas formavam uma parede vegetal, com muitas plantas de pequeno diâmetro e altas de marmeleiro, mais difícil de penetrar e cruzar que a área das parcelas.

As menores biomassas totais das parcelas queimadas também demonstravam o efeito do fogo, principalmente aos 2 anos, quando o gradiente de intensidade ainda se fazia presente (66, 55 e 54% da não queimada). Aos 6 anos, as parcelas com fogo, menos e mais intenso, continuavam com as mesmas proporções de biomassa em relação a não queimada (66 e 56%), mas a de fogo intermediário ultrapassou-as (84%) e não se diferenciou estatisticamente da não queimada. Eventualmente, as diferenças causadas pelo fogo devem desaparecer, mas a persistência de seu efeito, mesmo após seis anos, desaconselha a prática desse manejo, no caso do corte para lenha, e recomenda que sejam adotadas intensidades de queima mais brandas no caso de preparo para plantio (material menos seco). A perda de fósforo do sistema com o fogo mais intenso (Kauffman et al., 1993) reforça tal recomendação.

A regeneração em áreas de caatinga abandonadas após agricultura deve ser mais lenta que a deste experimento, porque os tocos são retirados ou suas rebrotas parcial ou totalmente eliminadas. Além disso, a fertilidade natural pode ter sido reduzida, se não houve adubação, com a retirada de nutrientes pelas culturas, queda no teor de matéria orgânica e maior susceptibilidade à erosão. A necessidade de disseminação de propágulos para a área também é uma das restrições ao desenvolvimento da vegetação nativa (Tilman, 1990). Na Amazônia (Nepstad et al., 1991), após oito anos de recuperação da floresta em área com uso pouco intenso, a biomassa aérea foi de 9.000 g m⁻² (30% de floresta nativa), enquanto foi apenas 3.500 e 500 g m⁻², em área usada como pasto durante 6-8 anos e em área trabalhada com máquinas pesadas, respectivamente. Naturalmente, a produtividade nessa região é maior que na caatinga, porque não tem a mesma limitação hídrica. A acumulação média de biomassa em seis anos, em Serra Talhada (500 g m⁻².ano⁻¹), pode ser considerada alta para caatinga (Sampaio, 1996), principalmente levando-se em conta que em quatro desses anos houve precipitação abaixo da média, e indica uma produtividade anual semelhante a de outros ecossistemas semi-áridos tropicais (Martínez-Yrizar et al., 1996).

Biomassa de plantas de pequeno porte

As biomassas de herbáceas e plantas lenhosas que não atingiam o critério de inclusão na categoria de arbustos e árvores, medidas aos seis anos, foram pequenas em todos os tratamentos, em relação à biomassa vegetal aérea total, atingindo no máximo 220 g m⁻². Entre os tratamentos, a biomassa da área não queimada (110 g m⁻²) foi menor que as das áreas queimadas que seguiam o gradiente da intensidade de queima (160, 190 e 220 g m⁻²). Possivelmente, os menores porte e densidade dos arbustos e árvores nos tratamentos mais drásticos resultaram em menor competição por água, nutrientes e luz, permitindo o maior crescimento das plantas rasteiras. Na área de caatinga não cortada, ao lado do experimento, a biomassa herbácea foi ainda menor que a dos tratamentos, 50 g m⁻². Biomassas herbáceas desta ordem de grandeza têm sido registradas em outras áreas de caatinga (Pfister & Malachek, 1986; Schacht et al., 1989; Albuquerque & Bandeira, 1995; Silva et al., 1995).

Efeito do corte e da queima nas espécies

O corte e o fogo alteraram o número de espécies, ao longo do período de regeneração. Antes do corte, foram encontradas na área 15 espécies, com plantas enquadradas no critério de amostragem (Sampaio et al., 1993). Seis delas alcançavam uma densidade mais alta e estavam presentes em todas as parcelas: *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud., mororó; *Caesalpinia pyramidalis* Tul., catingueira; *Cordia leucocephala* Moric., moleque duro; *Croton sonderianus* Muell. Arg., marmeleiro; *Mimosa* sp., jurema-preta e *Myracrodruon urundeuva* Fr. All., aroeira. As outras nove estavam representadas por poucos indivíduos e não estavam em todas as parcelas: *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Grisch.) Altschol., angico-de-carço; *Aspidosperma pyrifolium* Mart., pereiro; *Croton* sp., quebra-faca; *Manihot* sp., maniçoba; *Mimosa* sp., jurema-branca; *Sida* cf. *galheirensis* Ulbr., malva; *Senna spectabilis* var. *excelsa* (Schrad.) Irwin and Barneby, canafístula; *Thiloa glaucocarpa* (Mart.) Eichl., sipaúba; *Ziziphus joazeiro* Mart., joazeiro. Todas as espécies rebrotaram após o corte, exceto maniçoba, e nas faixas sem queima estavam presentes as 14 espécies. Nas parcelas queimadas, as plantas de algumas das espécies representadas por poucos indivíduos não rebrotaram e o número total de espécies brotando, da menor à maior intensidade de fogo, foi de 12, 8 e 8.

Dois anos após o corte e queima, as espécies de maior densidade relativa ainda eram as mesmas (Tabela 1), exceto pela aroeira, cuja densidade reduziu-se bastante. Três espécies não foram mais encontradas: pereiro, sipaúba e joazeiro. Por outro lado, várias espécies novas haviam aparecido, aumentando para 30 o número de espécies na área. Da diferença de 12 para 30 espécies, 17 foram realmente novas na área e uma já estava presente anteriormente mas tinha sido enquadrada junto com outra jurema-preta, como uma única espécie, *Mimosa* sp. Apesar de continuarem sem identificação como espécie, essas juremas são distintas; uma com espinhos grandes e curvos e outra com espinhos pequenos e cônicos. Grande parte das novas espécies era de plantas de pequeno porte, possivelmente pioneiras, geralmente presentes em apenas um dos tratamentos com queima, que aumentaram os números de espécies para 16, 18 e 15, enquanto o tratamento sem queima diminuiu para 12 espécies. A maior parte dessas novas espécies não foi identificada taxonomicamente, nessa amostragem, porque não foi encontrada florescendo. Possivelmente, muitas dessas plantas não tinham atingido maturidade para reprodução. As exceções foram *Jatropha mollissima* (Pohl.) Baill., pinhão, e *Calotropis procera* L., algodão-de-seda.

Aos seis anos, as cinco espécies de maior densidade continuavam as mesmas (Tabela 1) e o número de espécies encontradas nas subparcelas dos tratamentos havia se reduzido a 23, incluindo as duas juremas-pretas. Pereiro, sipaúba e joazeiro continuavam ausentes e algumas pioneiras desapareceram, incluindo algodão-de-seda, fazendo com que o número de espécies nos tratamentos com queima passasse a ser 15, 14 e 12, mantendo-se em 12 no tratamento sem queima. Parte da redução no número de espécies pode ser atribuída à dinâmica das populações ao longo do processo de regeneração, mas parte pode vir da diferença em localização das subparcelas, que foram marcadas aproximadamente nos mesmos locais da amostragem aos dois anos mas com dimensões um pouco menores. Como essas plantas tendiam a formar aglomerados, todas as plantas de alguma espécie podem ter ficado de fora dessa nova amostragem. Além das 13 espécies presentes inicialmente e do pinhão, das nove ou-tras espécies, sete foram identificadas como: *Lantana camara* L., chumbinho; *Melochia tomentosa* L., capa-bode; *Piptadenia* sp., jurema-de-embira; *Pisonia* sp., piranha; *Senna macranthera* (Collad.) H.S. Irwin e Barneby, canafístula; *Schinopsis glabra* (Engl.) F. A. Barkley e T. Mey, baraúna; e *Pseudobombax* sp., embi-ratanha. Duas espécies continuavam sem floração.

Além das alterações na composição florística, os tratamentos provocaram mudanças na distribuição das

densidades e das massas entre as espécies. Somente são discutidas isoladamente as mudanças nas cinco principais espécies, porque o número pequeno de indivíduos amostrados nas demais não permite interpretações seguras. Para possibilitar uma comparação com os dados anteriores, as densidades e massas das duas espécies de juremas-pretas foram tabuladas como uma única espécie, mas as proporções de cada uma são discutidas no texto.

Marmeleiro

O marmeleiro representava quase metade (45%) da densidade total inicial (Tabela 1). Depois do corte e queima, o número de plantas rebrotando caiu, com efeito marcante da intensidade de fogo (Fig. 1) mas, como as outras espécies também foram afetadas, sua posição em termos de densidade relativa foi mantida, exceto no tratamento com maior intensidade de fogo em que foi superado pelas juremas-pretas. Dois anos depois, mudanças contrastantes ocorreram nos dois tratamentos extremos, sem queima e com queima mais intensa: o número de plantas caiu para quase metade no sem queima e subiu muito no com queima mais intensa. No tratamento sem queima, pode ter havido mortalidade das plantas menos vigorosas. No tratamento com queima intensa, o aparecimento de novas plantas pode ser atribuído à recolonização dos espaços vazios deixados pela queda grande na densidade total e algum efeito no banco de sementes do solo. O fogo pode ter inviabilizado sementes de outras espécies e reduzido a competição por alelopatia. A recolonização pode ter ocorrido por germinação de sementes, já presentes ou introduzidas, ou por propagação vegetativa, comum no marmeleiro. De qualquer forma, em todos os tratamentos, o marmeleiro ainda era uma das duas espécies mais abundantes e é curioso que não tenha havido mudanças nas densidades dos dois outros tratamentos (Fig. 1). Aos seis anos, as densidades subiram em todos os tratamentos, principalmente no sem queima, e o marmeleiro continuou como uma das duas espécies mais abundantes.

No tratamento sem queima, as massas médias das plantas, aos 2 e 6 anos, foram de 1.000 e 1.300 g, com alturas de 1,4 e 2,5 m, diâmetros de 14 e 19 mm e 4,9 e 2,0 ramificações por planta (Tabela 2). Há muito pouca informação comparável na região. Em Quixadá, CE, as rebrotas de marmeleiro dois anos após o corte, sem queima, tinham 600 g (Hardesty & Box, 1988), e em São José do Belmonte, PE, as rebrotas de plantas cortadas dois e cinco anos antes tinham alturas de 2,1 e 3,7 m e diâmetros de 17 e 26 mm (Carvalho, 1976). As plantas de Serra Talhada tiveram massas maiores que as de Quixadá e alturas e diâmetros menores que os de Belmonte. Entretanto, a comparação direta é desfavorável às plantas de Serra Talhada, porque nesses trabalhos as plantas foram marcadas e tinham idade definida, enquanto as médias de Serra Talhada incluíram plantas rebrotadas logo após o corte e plantas nascidas posteriormente. Uma comparação com os valores máximos atingidos poderia ser mais razoável mas tem a limitação de corresponderem a um único indivíduo. As alturas e diâmetros máximos aos dois e seis anos foram 2,5 e 3,5 m e 35 e 38 mm. Essas comparações ganham importância adicional quando são estendidas a outras espécies, como é feito adiante. A queima não teve um efeito consistente nas medidas das plantas que, embora variáveis, foram semelhantes ou pouco inferiores às do tratamento apenas cortado. Deve-se observar que no marmeleiro e em quase todas as outras espécies, o número de ramificações diminuiu com o tempo, sugerindo o efeito de competição interna nas plantas, com eliminação dos ramos primários menos vigorosos.

Tem sido afirmado que o marmeleiro é uma invasora de caatingas antropizadas (Hardesty et al., 1988), mas na área foi uma das espécies mais abundantes mesmo nas parcelas de caatinga não afetada pelo corte ou pelo fogo, ao lado do experimento, onde tinha a maior densidade relativa (55%). Apesar da densidade, o marmeleiro não se destacava visualmente nessas parcelas, possivelmente porque suas plantas não alcançavam grande porte (média de 4,4 m de altura, atingindo no máximo 6,5 m) e correspondiam a apenas 11% da biomassa total. Já nas parcelas cortadas, aos seis anos, sua biomassa chegou a 24% da total, com uma densidade (62%) pouco maior que a das parcelas não afetadas. Em outros locais, é comum que o marmeleiro alcance a maior densidade, mas é mais raro que seja a espécie de maior área basal ou biomassa (Sampaio, 1996).

TABELA 2. Altura, diâmetro, número de ramificações e massas das plantas das espécies de maior densidade, em Serra Talhada, PE, 2 e 6 anos após o corte de toda a vegetação em nível do solo.

Espécie	Altura (m)		Diâmetro (mm)		Ramificações		Massas (kg)	
	2 anos	6 anos	2 anos	6 anos	2 anos	6 anos	2 anos	6 anos
<i>Croton sonderianus</i>	1,4	2,5	14	19	4,9	2,0	1,0	1,3
<i>Cordia leucocephala</i>	1,4	2,2	13	11	16,0	3,0	2,9	0,5
<i>Bauhinia cheilantha</i>	1,9	2,5	13	19	3,9	1,9	1,1	1,0
<i>Mimosa</i> spp., jurema-preta	2,6	3,8	14	38	18,6	5,0	4,9	22,8
<i>Caesalpinia pyramidalis</i>	1,5	2,2	14	19	5,7	4,9	1,4	2,6

Juremas-pretas

As juremas-pretas foram muito menos afetadas pelo corte e pelo fogo que o marmeleiro ou qualquer outra espécie, passando a serem dominantes em todos os tratamentos, em termos de biomassa (Tabela 1) e área basal de caules. Já na rebrota, fo-ram as plantas com maior sobrevivência e vigor, formando as touceiras com maiores número de rami-ficações, altura e área de copa (Sampaio et al., 1993). No tratamento com maior intensidade de fogo chegaram a ter a maior densidade relativa por causa da morte das plantas das outras espécies. Aos dois anos, o número de plantas aumentou de duas a sete vezes em todos os tratamentos queimados (Fig. 1) e chegou a ser a espécie mais abundante em dois deles; em todos era a espécie com as maiores mas-sas relativas (30 a 51%). Nas faixas sem queima, manteve aproximadamente o mesmo número de plantas que antes do corte, com uma densidade relativa não muito alta (10%) mas também dominou em biomassa (31%), graças ao porte das plantas, muito maior que o das outras espécies (Tabela 2). Aos seis anos, ocorreu o inverso com o aumento do número de plantas em relação aos tratamentos com e sem queima: manteve-se inalterado nos com queima e cresceu no sem queima. Porém, em to-dos os casos, sua densidade relativa caiu porque o número de plantas de outras espécies cresceu. Em termos de biomassa, entretanto, sua participação aumentou, passando a corresponder de 46 a 71% da biomassa total. Assim, parece que as juremas-pretas são as espécies que realmente se aprobei-tam das situações de antropização, tornando-se dominantes por bom tempo do processo de sucessão. Em algumas áreas de caatinga, ela é quase a única espécie presente, o que tem sido atribuído a seguidas alterações, fato já mencionado por Lima (1981), na sua tipologia de caatingas.

No tratamento sem queima, as massas médias das plantas das juremas-pretas, aos 2 e 6 anos, foram de 4.900 e 22.800 kg, com alturas de 2,6 e 3,8 m, diâmetros de 14 e 38 mm e com 18,6 e 5,0 ramificações por planta (Tabela 2). As rebrotas, aos dois anos em Quixadá, tinham 5.300 g planta⁻¹ (Hardesty et al., 1988), e em Belmonte, aos dois e cinco anos, as alturas foram 3,2 e 7,0 m e os diâmetros 30 e 40 mm (Carvalho, 1976). Como no marmeleiro, as alturas e os diâmetros médios em Serra Talhada foram inferiores aos de Belmonte, mas os valores máximos (altura 3,5 e 5,0 m; diâmetros 45 e 89 mm) chegaram a ultrapassá-los. De todas as cinco espécies com maior número de plantas, as juremas foram as únicas afetadas de forma consistente e significativa pelo fogo, em todos os parâmetros de tamanho, exceto diâmetro de caule. Massas, alturas e números de ramificações mé-dios, aos dois e seis anos, nos tratamentos com queima, foram: 900-2.000 e 9.200-15.500 g; 1,7-2,0 e 3,2-3,6 m; 3,1-3,9 e 1,8-2,8 ramificações. Como já indicado anteriormente, na quantificação por área, as juremas foram as plantas com os maiores valores dos parâmetros de tamanho, principalmente massa, que integra altura, diâmetro e número de ramificações.

Como as juremas-pretas foram incluídas como uma única espécie no trabalho inicial (Sampaio et al., 1993), manteve-se esse critério nas tabelas deste trabalho. Entretanto, aos dois e seis anos as espécies foram separadas, permitindo ver que a espécie com espinhos grandes e recurvos é mais abundante que a com espinhos pequenos e retos, mesmo com portes semelhantes. Aos dois anos da soma das densidades e das biomassas das duas juremas-pretas, a menos abundante contribuiu com 19 a 31% da densidade e com 18 a 37% das biomassas e, aos seis anos, com 32 a 38% das densidades e 24 a 32% das biomassas.

Moleque-duro

O efeito do corte e fogo no moleque-duro foi o contrário do observado nas juremas. Numa comparação com as outras espécies, ordenadas de maior para menor valor dos parâmetros medidos, o moleque-duro perdeu posição ao longo dos seis anos. Nas faixas não queimadas, aos dois meses, quase todas as plantas chegaram a rebrotar (Fig. 1), mas o fogo reduziu sua participação na densidade total dos 22% iniciais para 15, 7 e 7% nos tratamentos queimados (Tabela 1). Sua rebrota foi das menos vigorosas (Sampaio et al., 1993) e muitas não sobreviveram até os dois anos. Aos seis anos, o número de plantas continuou decrescendo em dois dos tratamentos, mas um pequeno acréscimo em dois deles pode indicar um começo de recuperação. No tratamento sem queima, entre dois e seis anos, não só o número de plantas diminuiu mas até a massa média das plantas, influenciada pelo decréscimo no número de ramificações (Tabela 2). Como as plantas ficaram sempre com pequeno porte, sua participação na biomassa total foi pequena, chegando a ser menor que 1% (Tabela 1).

Mororó

A sobrevivência do mororó foi pouco afetada pelo corte, mas a intensidade da queima teve efeito mais marcante (Fig. 1). Ao longo dos seis anos, o número de plantas manteve-se quase o mesmo nas faixas não queimadas e foi um pouco reduzido nas parcelas com menor intensidade de fogo. As queimas com maiores intensidades resultaram na redução do número de plantas que rebrotaram e este número manteve-se estável até os dois anos. Aos seis anos, nesses dois tratamentos, a densidade havia sofrido grande aumento, mostrando a capacidade de o mororó colonizar áreas parcialmente descobertas. O efeito de colonização mais retardado que o das juremas e do marmeleiro parece indicar que a colonização se deu por germinação de sementes, já presentes no local ou, mais provavelmente, introduzidas das áreas vizinhas. Nas subparcelas vizinhas a uma área de pasto, onde o mororó era o arbusto dominante, verificou-se que ocorreu maior número de plantas novas que nas subparcelas voltadas para a área de vegetação nativa, onde o mororó compunha 15% da densidade total. Nas caatingas de Alagoas (Gama, 1992), aproximadamente um terço das sementes de banco do solo germinou rapidamente, mas as outras mantinham o poder de germinação por muitos meses e germinavam progressivamente.

Como as plantas de mororó tiveram um porte pequeno (Tabela 2), principalmente as novas amostradas aos seis anos, sua contribuição para a biomassa total foi menor que a contribuição para a densidade total, mas atingiu 17% nas parcelas com queima mais intensa (Tabela 1). A presença do mororó como uma das principais plantas da área é importante por suas excelentes características forrageiras (Gama, 1992). É interessante notar que, na área nativa, as plantas de mororó atingiam um porte relativamente grande para uma espécie arbustiva (alturas média e máxima de 4 e 7,5 m; diâmetros médio e máximo de 40 e 150 mm). Valores seme-lhantes foram encontrados na amostragem mais ampla na estação experimental (Ferraz, 1994).

Catingueira

Das espécies mais importantes na área, a catin-gueira tinha, antes do corte (Tabela 1), a mais baixa densidade relativa (5%). Ela foi pouco afetada pelo corte e o efeito imediato da queima foi semelhante ao efeito geral na vegetação, de modo que sua densidade absoluta diminuiu (Fig. 1), mas a densidade relativa ficou no mesmo patamar inicial (Tabela 1). Dois anos depois, as densidades eram semelhantes em todos os tratamentos e um pouco acima da inicial; aos seis anos, não se alteraram muito, exceto nas faixas sem queima, em que dobraram, de forma semelhante ao ocorrido com o marmeleiro. Portanto, a catingueira recuperou-se rapidamente após o corte e queima e até mostrou uma tendência a ser relativamente favorecida pelo fogo, mas não a ponto de dominar a vegetação. De 62 locais de caatinga, a catingueira foi a espécie de maior densidade em 14, sendo superada apenas pelo marmeleiro, que foi a mais densa em 19 locais. Quanto à área basal ou biomassa, a catingueira prevaleceu sobre o marmeleiro porque atinge maior porte (Sampaio, 1996). Em Serra Talhada, na área experimental, a contribuição da catingueira para a biomassa total foi pequena, só tendo ultrapassado os 10% aos dois anos, nas parcelas queimadas (17%). Na caatinga não afetada, ao lado do experimento, para uma densidade relativa igual à inicial na área experimental (5%) a biomassa relativa também foi pequena (8%). Exemplificando a variabilidade das caatingas, na amostragem feita por Ferraz (1994), na mesma estação experimental, a catingueira teve a mais alta área basal relativa (22%), embora só tivesse densidade relativa de 10%.

O crescimento das catingueiras, entre os dois e os seis anos, parece ter sido lento, mantendo várias ramificações de diâmetros semelhantes (Tabela 2). As massas médias, no tratamento sem queima, aos dois e seis anos, foram 1.400 e 2.600 g, com alturas de 1,5 e 2,2 m e diâmetros de 14 e 19 mm. Em Quixadá, a

massa aos dois anos foi 1.600 g (Hardesty et al., 1988) e em Belmonte, aos dois e cinco anos, as alturas foram 2,4 e 4,0 m e os diâmetros 35 e 55 mm (Carvalho, 1976). Portanto, para catingueira, como para as outras espécies, as massas das plantas com dois anos de idade, em Serra Talhada e em Quixadá, foram semelhantes e as dimensões menores que em Belmonte. Na área de caatinga não cortada, as catingueiras tinham um porte relativamente grande e com tronco sem ramificações (alturas e diâmetros médios e máximos de 4,8 e 8 m e 90 e 200 mm), valores semelhantes aos encontrados por Ferraz (1994). É possível que, no processo de sucessão, a catingueira adote a estratégia de um crescimento inicial relativo pequeno, mas uma forte resistência à seca e uma boa capacidade de competição por luz, fazendo com que seja uma das espécies dominantes nas etapas posteriores do processo. Tilman (1990) discutiu com muita propriedade as estratégias de acomodação das plantas às principais limitações do ambiente durante o processo de sucessão.

Outras espécies

Todas as outras espécies contribuíram pouco para a densidade, área basal ou biomassa total, exceto aos dois anos, quando chegaram a somar aproxi-madamente um terço da densidade e da biomassa no tratamento com fogo mais intenso. Isso ocorreu pelo elevado número de espécies novas, sem que nenhuma, a não ser a malva, tenha tido destaque individual, contribuindo com mais de 5% dos dois parâmetros. A malva atingiu 10% da densidade total aos dois anos, neste tratamento, mas aos seis anos sua densidade decresceu para 1%.

Possivelmente, a contribuição das outras espécies para a densidade total não deve aumentar muito com o passar do tempo, mas sua contribuição para a biomassa deve alterar bastante a distribuição atual. Nas caatingas, as árvores de grande porte são poucas por unidade de área, mas podem dominar a biomassa quando as condições ambientais permitem o desenvolvimento de vegetação arbórea. Infelizmente, a biomassa inicial, na área experimental, não foi determinada por espécie, mas nas parcelas de vegetação não afetada ao lado poucos indivíduos de angico e aroeira (2 e 1% do total) tinham quase metade da biomassa total (37 e 9%). A biomassa total estimada nessas parcelas (7700 g m⁻²) foi semelhante à biomassa total inicial medida na área experimental (7400 g m⁻²) seis anos antes, indicando que tinham porte semelhante. Na amostragem mais ampla de Ferraz (1994), um maior número de espécies arbóreas que nesta área (incluindo angico, aroeira, baraúna, joazeiro, umburana e umbuzeiro) também tinha densidade relativa baixa (< 1%), mas porte grande, atingindo alturas e diâmetros médios de 5-11 m e 180-370 mm. Possivelmente, tais plantas têm estratégia de colonização com: baixas capacidades de dispersão e estabelecimento, visto que raramente têm densidades altas; crescimento relativo lento, com alta alocação de biomassa em caules que lhes confere alta capacidade de competição por luz; e capacidade mediana de resistência à seca, pois geralmente, estão ausentes nas caatingas de áreas menos chuvosas.

CONCLUSÕES

1. A maioria das plantas da caatinga rebrota após o corte, mas se este é seguido de queima a rebrota diminui de forma progressiva com o aumento na intensidade de combustão.
2. O espaço aberto pelo corte e queima é ocupado por novas plantas, algumas delas pioneiras, mas o efeito da queima na densidade, na área basal e na biomassa persiste por mais de seis anos.
3. A acumulação de massa de plantas de pequeno porte é baixa (máximo de 220 g m⁻²) em relação à de arbustivas e arbóreas (3000 g m⁻²).
4. As juremas-pretas levam vantagem na competição após o fogo, enquanto o moleque-duro é muito prejudicado; corte e queima não alteram a posição do marmeleiro, como a planta de maior densidade.

AGRADECIMENTOS

À Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária, IPA, pela cessão da área de pesquisa, em Serra Talhada e à equipe do Herbário da UFRPE, pelo processamento e identificação do material botânico.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, S.G. de; BANDEIRA, G.R.L. Effect of thinning and slashing on forage phytomass from a caatinga of Petrolina, Pernambuco, Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.30, n.6, p.885-891, jun. 1995.
- CARVALHO, G.H. **Contribuição para o estudo da regeneração em vegetação de caatinga no Estado de Pernambuco**. Recife: SUDENE, 1976. Não paginado. (Série Recursos Vegetais, 6).
- FERRAZ, E.M.N. **Varição florístico-vegetacional na região do vale do Pajeú, Pernambuco**. Recife: UFRPE, 1994. 197p. Dissertação de Mestrado.
- GAMA, N.S. **Estudos ecofisiológicos em *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud., (Leguminosae, Caesalpinoidea) na região semi-árida do estado de Alagoas**. Recife: UFRPE, 1992. 154p. Dissertação de Mestrado.
- HARDESTY, L.H.; BOX, T.W. Defoliation impacts on coppicing browse species in northeast Brazil. **Journal of Range Management**, Denver, v.41, n.1, p.66-70, 1988.
- HARDESTY, L.H.; BOX, T.W.; MALECHEK, J.C. Season of cutting affects biomass production by coppicing browse species of the Brazilian caatinga. **Journal of Range Management**, Denver, v.41, n.6, p.477-480, 1988.
- IBAMA. **Plano de manejo florestal para a região do Seridó do Rio Grande do Norte**. Natal: IBAMA, 1992. v.1. (Projeto PNUD/FAO/IBAMA). 322p.
- KAUFFMAN, J.B.; SANFORD JUNIOR, R.L.; CUMMINGS, D.L.; SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B. Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests. **Ecology**, Durham, v.74, n.1, p.140-151, 1993.
- LIMA, D.A. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.4, n.2, p.149-153, 1981.
- MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; MAAS, A.; PÉREZ-JIMÉNEZ, A.; SARUKHAN, J. Net primary productivity of a tropical deciduous forest ecosystem in Western Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.12, n.1, p.169-175, 1996.
- NEPSTAD, D.C.; UHL, C.; SERRÃO, E.A.S. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**, Stockholm, v.20, n.6, p.248-255, 1991.
- PFISTER, J.A.; MALACHEK, J.C. Dietary selection by goats and sheep in a deciduous woodland in Northeastern Brazil. **Journal of Range Management**, Denver, v.39, n.1, p.24-28, 1986.
- RODAL, M.J.N.; SAMPAIO, E.V.S.B.; FIGUEIREDO, M.A. **Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico - ecossistema caatinga**. Brasília: Sociedade Botânica do Brasil, 1992. 24p.
- SAMPAIO, E.V.S.B. Fitossociologia. In: SAMPAIO, E.V.S.B.; MAYO, S.J.; BARBOSA, M.R.V. (Eds.). **Pesquisa botânica nordestina: progresso e perspectivas**. Recife: Sociedade Botânica do Brasil, 1996. p.203-224.
- SAMPAIO, E.V.S.B.; SALCEDO, I.H.; KAUFFMAN, J.B. Effect of different fire severities on coppicing of caatinga vegetation in Serra Talhada, PE, Brazil. **Biotropica**, Lawrence, v.25, n.4, p.452-460, 1993.
- SCHACHT, W.H.; MESQUITA, R.C.M.; MALECHEK, J.C.; KIRMSE, R.D. Response of caatinga vegetation to decreasing levels of canopy cover. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.24, n.11, p.1421-1426, 1989.
- SILVA, V.M.; ARAÚJO FILHO, J.A.; LEITE, E.R.; PEREIRA, V.L.A.; UGIETTE, S.A. Manipulação da caatinga e seu efeito sobre parâmetros fitossociológicos e de produção, em Serra Talhada, Pernambuco. In: REUNIÃO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 32., 1995, Brasília, DF. **Anais...** Brasília: SBZ, 1995. p.58-61.
- TILMAN, D. Constraints and tradeoffs: toward a predictive theory of competition and succession. **Oikos**, Copenhagen, v.58, n.1, p.3-15, 1990.